

Organizadores:
Tatiane Cristovam Ferreira
Mara Lúcia Cruz de Souza
Fernando Broetto

 S

 O

 L

 O



**Panorama da formação, uso,
degradação e conservação**

Revisão

Alessandra da Silva Vieira
Fernando Broetto
Mara Lúcia Cruz de Souza
Tatiane Cristovam Ferreira

Capa, Projeto Gráfico, Diagramação

Rodrigo Cristovam Ferreira
Tatiane Cristovam Ferreira
Mara Lúcia Cruz de Souza

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP -
FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

S689 Solo: panorama da formação, uso, degradação e conservação /
Tatiane Cristovam Ferreira, Mara Lúcia Cruz de Souza,
Fernando Broetto, organizadores. - Botucatu: FEPAF, 2022
211 p. : fots. color., ils., tabs.

Vários autores
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-89571-01-8

1. Solo - Formação. 2. Solo - Uso. 3. Solo - Fertilidade. 4. Solo - Degradação. 5. Solo - Nutrientes. 6. Solo - Conservação. I. Ferreira, Tatiane Cristovam. II. Souza, Mara Lúcia Cruz de. III. Broetto, Fernando. IV. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais.

CDD 23.ed. (631.4)



PREFÁCIO

O aumento populacional impulsionado pela modernização das atividades agrícolas, industriais e urbanísticas despertou a necessidade de rever as técnicas e métodos empregados, haja visto, que a negligência da dinâmica do solo atrelados a necessidade de atender os diferentes usos do solo tem contribuído negativamente na qualidade deste recurso.

Este livro traz temas relacionados ao solo, com ênfase na formação do solo, características físicas e químicas, interação da água, solo e planta, mecanismos de conservação e alteração, resíduos e seus efeitos, bem como, os diferentes usos, os quais proporcionarão ao leitor, a oportunidade de entender a importância dos processos físicos, químicos e biológicos no desenvolvimento das atividades agrícolas e na manutenção do meio ambiente.

Por fim, a multidisciplinaridade dos autores envolvidos na produção deste livro despertará o interesse dos leitores sobre este tema. Espera-se ainda, que seja capaz de inspirar novas atitudes.

Tatiane Cristovam Ferreira
Mara Lúcia Cruz de Souza
Fernando Broetto



SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 ORIGEM E FORMAÇÃO DO SOLO.....	11
CAPÍTULO 2 INTRODUÇÃO À FÍSICA DO SOLO.....	21
CAPÍTULO 3 DINÂMICA DOS MACRONUTRIENTES NO SOLO.....	42
CAPÍTULO 4 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DOS MICRORGANISMOS NO SOLO.....	63
CAPÍTULO 5 INTERAÇÃO ÁGUA, SOLO E PLANTA.....	78
CAPÍTULO 6 APLICABILIDADE DA ANÁLISE DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM SOLOS..	89
CAPÍTULO 7 USO E CONSERVAÇÃO DO SOLO UMA ABORDAGEM A RESPEITO DOS ODS.....	103
CAPÍTULO 8 EFEITO DA MATÉRIA ORGÂNICA NA ACIDEZ DO SOLO.....	116
CAPÍTULO 9 USO DAS ESCÓRIAS DE SIDERURGIA NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO.....	128
CAPÍTULO 10 INFLUÊNCIA DAS MÁQUINAS AGRÍCOLAS SOBRE O SOLO.....	143
CAPÍTULO 11 INFLUÊNCIA DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS DO SOLO.....	158
CAPÍTULO 12 IMPACTO DAS AÇÕES ANTRÓPICAS NA DEGRADAÇÃO DOS SOLOS.....	173
CAPÍTULO 13 ESTRATÉGIAS DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS.....	194



Autores



ALESSANDRA VIEIRA DA SILVA

Engenharia Agrícola pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Urutaí. Mestranda em Agronomia Agricultura, pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP/FCA - Campus Botucatu.



DARIANE PRISCILA FRANCO DE OLIVEIRA

Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP (2009), onde realizou pesquisas abrangendo fisiologia vegetal e manejo hídrico em viveiros florestais. Possui experiências profissionais nas áreas de produção de mudas, consultoria florestal e silvicultura. Mestre em Ciência Florestal pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP. Doutora em Agronomia, área de concentração: Energia na Agricultura, pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP.



FRANCISCA GYSLANE DE SOUSA GARRETO

Engenheira Agrônoma pelo Centro de Ciências Agrárias e Ambientais da Universidade Federal do Maranhão - CCAA/UFMA. Mestre em Agronomia (Agricultura) pela Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - FCA/Unesp, Campus de Botucatu, SP. Doutoranda em Agronomia (Agricultura) pela Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - FCA/Unesp, Campus de Botucatu, SP. Tem experiência nas áreas de manejo e conservação do solo; fitotecnia, com ênfase na produção de mandioca e batata; adubação e nutrição mineral de plantas.



BEATRIZ GUZZO DUZ

Engenheira de Minas pela Universidade Federal de Alfenas UNIFAL/MG. Mestre em Geociências e Meio Ambiente pela UNESP - Rio Claro/SP. Doutoranda em Geociências e Meio Ambiente pela UNESP - Rio Claro/SP. Docente do curso de Engenharia Civil na Anhanguera - disciplinas de Geologia e Mecânica dos Solos I e II.



FERNANDA ZANELLA ALVES

Mestre em Tecnologia Ambiental pelo Instituto Politécnico de Bragança, Portugal (2019) e Engenheira Ambiental graduada pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2018). Atuou como pesquisadora no Centro de Investigação de Montanha (CIMO) do Instituto Politécnico de Bragança (2019-2020), com projetos desenvolvidos na área de uso e conservação do solo.



GABRYELE SILVA RAMOS

Técnica em Agropecuária pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2012). Engenheira agrônoma pela Universidade Federal de Viçosa (2018). Mestre em Agronomia/Proteção de Plantas pela Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (2020). Desde 2011, atua na área de Entomologia, desenvolvendo pesquisas nas linhas de ecotoxicologia de pesticidas e controle biológico de insetos. Doutoranda em Entomologia pela Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo.





GUSTAVO RAMOS GOMES

Engenheiro Agrônomo graduado pela Faculdade de Ensino Superior e Formação Integral – FAEF (2018). Mestrando em Agronomia (Energia na Agricultura) na área de tecnologia de aplicação pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu- UNESP/FCA



IVANAYRA DA SILVA MENDES

Engenheira Agrônoma pelo Centro de Ciências Agrárias e Ambientais da Universidade Federal do Maranhão - CCAA/UFMA. Membro do Laboratório de Genética e Recursos Genéticos Vegetais - Geneal/UFMA. Mestranda em Agronomia (Agricultura) na Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - FCA/Unesp, Campus de Botucatu, SP, com enfoque em manejo sustentável do solo, calagem, qualidade do solo e emissões de gases de efeito estufa em sistema de produção de cana-de-açúcar.



JESION GEIBEL DA SILVA NUNES

Engenheiro Agrônomo graduado pelo “Centro Universitário das Faculdades Integradas de Ourinhos” (2011-2014), Mestre em Agronomia-Agricultura (2015-2017) pela Faculdade de Ciências Agrônômicas-FCA/UNESP, campus de Botucatu. Atualmente cursa Doutorado em Agronomia-Agricultura pela Faculdade de Ciências Agrônômicas-FCA/UNESP, campus de Botucatu. Têm experiência na área de manejo e tratamentos culturais em culturas tuberosas (batata, batata-doce e mandioca), com ênfase em reguladores de crescimento na cultura da batata.



JOÃO DE JESUS GUIMARÃES

Técnico em Segurança do Trabalho e Bacharel em Engenharia Agrícola, ambos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Urutaí, e Mestre em Agronomia – Irrigação e Drenagem pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP/FCA - Campus Botucatu. Atualmente é doutorando em Engenharia Agrícola com ênfase em Manejo da Irrigação e Tratamentos Culturais pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP/FCA - Campus Botucatu.



JESSICA APARECIDA DA SILVA

Engenheira Agrônoma graduada pela Faculdade de Ensino Superior e Formação Integral – FAEF. Mestre em Agronomia (Agricultura) na área de relação/solo/planta pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP/FCA. Doutoranda em Agronomia (Energia na Agricultura) na área de Processamento e balanço energético de produtos e derivados agropecuários pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP/FCA.



LETÍCIA BENITES ALBANO

Engenheira ambiental e Sanitarista pela Universidade do Sagrado Coração – USC, membro do Centro de Isótopos Estáveis – CIE, desde 2018.

Mestranda em Energia na Agricultura na área de Produção, Tecnologia da Conversão da Biomassa Agroflorestal e suas Aplicações, pela Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – FCA/UNESP.





MARA LÚCIA CRUZ DE SOUZA

Doutoranda em Engenharia Agrícola - Universidade Estadual Paulista (UNESP) "Júlio de Mesquita Filho", campus Botucatu. Mestre em Agronomia - Irrigação e Drenagem - Universidade Estadual Paulista (UNESP) "Júlio de Mesquita Filho", campus Botucatu. Engenheira Agrícola pelo Instituto Federal Goiano - campus Urutaí. Atualmente trabalha com impactos fisiológicos e bioquímicos em plantas sob deficiência hídrica.



RAIANE DA SILVA CAVADAS FONSECA

Engenheira Civil graduada pela Universidade Salesiana de São Paulo (UNISAL), onde foi bolsista através da pesquisa sobre reforço de solo com resíduos de construção. Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental com foco em geotecnia pela Universidade Estadual Paulista (UNESP) Campus Guaratinguetá/SP.



MICHAEL PATRICK FERREIRA ALTHMAN

- Engenheiro Agrônomo graduado pela Faculdade de Ensino Superior e Formação Integral – FAEF (2018). Mestrando em Agronomia (Energia na Agricultura) na área de tecnologia de aplicação de produtos fitossanitários pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu UNESP/FCA.



SAULO FERNANDO GOMES DE SOUSA

Engenheiro Agrônomo pela Universidade Camilo Castelo Branco (2007). Com 2 anos de residência em ciências agrárias nas áreas de Mecanização Agrícola e Fitotecnia (2008 a 2010). Mestre (2013) e Doutor (2016) em Energia na Agricultura pela Faculdade de Ciências Agronômicas – UNESP/Botucatu. Atuante nas áreas de mecanização agrícola, fitotecnia e tecnologia de aplicação de produtos fitossanitários.



TATIANE CRISTOVAM FERREIRA

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná UTFPR/PR, membro do laboratório de Bioquímica Vegetal, desde 2019. Mestre em Agronomia (Energia na agricultura) na área de Produção, Tecnologia da Conversão de Biomassa Agroflorestal e suas aplicações pela Universidade Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu- UNESP/FCA. Tem experiência nas áreas de resíduos sólidos, áreas contaminadas, remediação, estresse de planta e extração de enzimas de tecidos vegetais.



ORIGEM E FORMAÇÃO DO SOLO

Beatriz Guzzo Duz

INTRODUÇÃO

A definição de solo está condicionada ao ramo do conhecimento ao qual é aplicado. Na agronomia por exemplo, o solo é constituído pela matéria orgânica, apresenta consistência fofa e pequena espessura, sendo capaz de sustentar a vida de diversos tipos de culturas. Na engenharia, por sua vez, solo é tratado como o material proveniente da decomposição das rochas, de composição inorgânica, textura granular e passível de ser escavada com o uso de pás ou escavadeiras, não necessitando, portanto, do uso de explosivos.

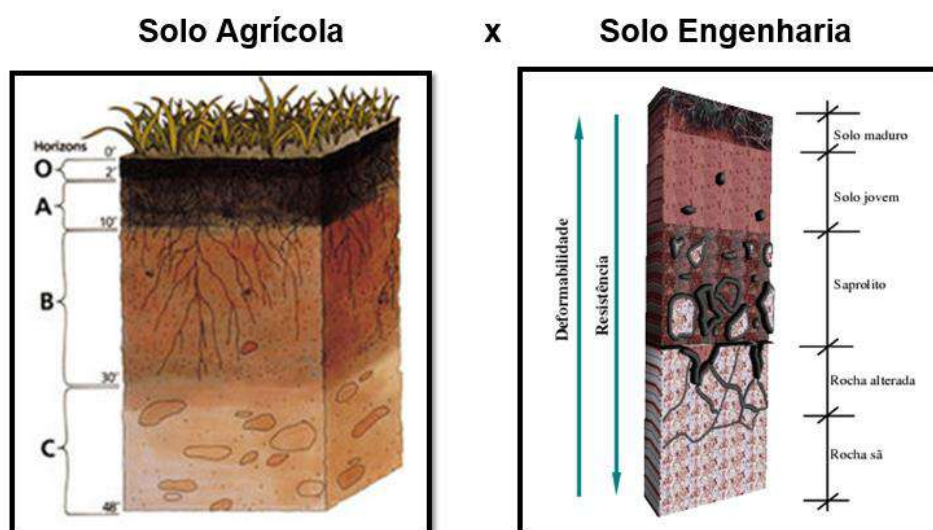


Figura 1: Estudo do solo para diferentes áreas do conhecimento.

Fonte: Adaptado de Machado (1997)

Apesar das divergências na definição de solo, a origem deste está atrelada a desintegração e decomposição das rochas ocorridas através de processos intempéricos. O intemperismo pode ser dividido em três categorias: intemperismo físico, químico e biológico, podendo estes ocorrerem simultaneamente (PINTO, 2000).

O intemperismo físico é definido como processo de decomposição da rocha sem alterar a sua composição química. Dentre os agentes causadores do intemperismo físico, destacam-se as variações de temperatura e alívio de pressões. Conforme ocorre variações de temperatura, sejam elas entre o dia e a noite ou mesmo durante as diferentes estações do ano, os materiais variam de



volume. Neste caso, as rochas que são formadas por diferentes tipos de minerais, os quais possuem sua própria constante de dilatação térmica, faz com que a rocha se deforme de maneira desigual no seu interior, gerando campos de tensões internas capaz de desagregá-la. O alívio de pressões por sua vez, age quando uma rocha confinada em suas três direções e tem material circundante sendo retirado. Com esse desconfinamento, a rocha sofre um processo de expansão, provocando seu fraturamento e consequentemente sua desagregação.

Se por um lado o intemperismo físico não altera quimicamente a rocha, o processo do intemperismo químico decompõe a mesma alterando quimicamente seus componentes. Todo processo de intemperismo químico depende da presença de água, porém subdividem-se em processos de:

Hidrólise: neste processo ocorre a liberação dos íons de hidrogênio (H^+) pela água e estes reagem com os minerais constituintes das rochas. O H^+ penetra nas estruturas dos minerais e causa uma desorganização dos mesmos, levando-os ao seu desaparecimento.

Hidratação: ocorre a entrada de moléculas de água na estrutura dos minerais. Com isso, alguns deles como o feldspato sofrem processo de expansão, levando ao micro fraturamento no interior da rocha;

Carbonatação: o principal agente deste tipo de intemperismo químico é o ácido carbônico, agindo principalmente em rochas calcárias, promovendo a solubilidade das mesmas.

Por fim, o processo de intemperismo biológico ocorre através dos esforços mecânicos produzidos pelas raízes das plantas ou então, pela liberação de substâncias químicas advindas da decomposição de organismos. Ambos os processos contribuem para formação do solo e fornecem húmus quando morrem e são decompostos pela atividade bacteriana.

Para que o solo seja formado, alguns fatores como clima, relevo e rocha-mãe são primordiais. Regiões tropicais, as quais apresentam temperatura e precipitação elevadas acarretarão a formação de solos mais espessos, onde a maioria dos minerais solúveis foram removidos através da lixiviação. Nos climas extremos (região ártica ou desértica) por sua vez, os solos tendem a ser menos espessos, com quantidades significativas de minerais solúveis (Figura 2).



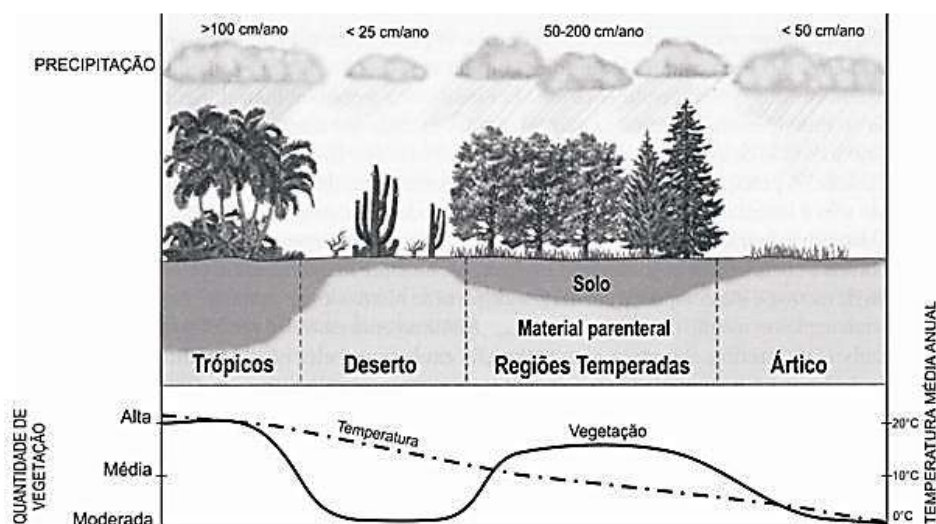


Figura 2: Representação esquemática da formação dos solos em função do clima e vegetação.

Fonte: Wicander e Monroe, (2014).

O relevo de uma determinada região é definido como a diferença entre os pontos mais altos e baixos existentes. A declividade presente neste relevo influenciará a formação dos solos, uma vez que encostas escarpadas com ângulos de inclinação maiores que 45° terão muito pouco ou não terão solos. Nestes casos, quando há a formação dos solos, estes são facilmente propensos a ocorrência de escorregamentos ou erosões, carreando todo o material superficial para pontos mais baixos do relevo. Além disso, a direção das encostas influenciará diretamente na formação dos solos no que tange a distribuição das chuvas e incidência de raios solares.

Sabendo-se que as rochas são constituídas por diferentes tipos de minerais, o conhecimento da rocha-mãe permite inferir o tipo de solo a ser formado diante da sua desagregação. O quartzito por exemplo, é uma rocha metamórfica formada essencialmente pelo mineral de quartzo, que apresenta grande estabilidade química e física, ou seja, dificilmente se desagrega. Com isso, têm-se que o solo formado a partir do quartzito será de pouca espessura e apresentará características de solos com predominância de areia e pedregulho. O solo desenvolvido sobre o basalto por sua vez, uma rocha ígnea rica em silicatos ferro magnesianos, apresentará coloração marrom-avermelhada, muitas vezes chamado popularmente de *terra-roxa* e será rico em óxidos de ferro.



Ciclo Rocha – Solo

Todo solo é proveniente de uma rocha-mãe, porém essa transformação é contínua, podendo, portanto, o solo voltar a ser rocha. Esse ciclo de transformações é chamado de ciclo rocha – solo (Figura 3).

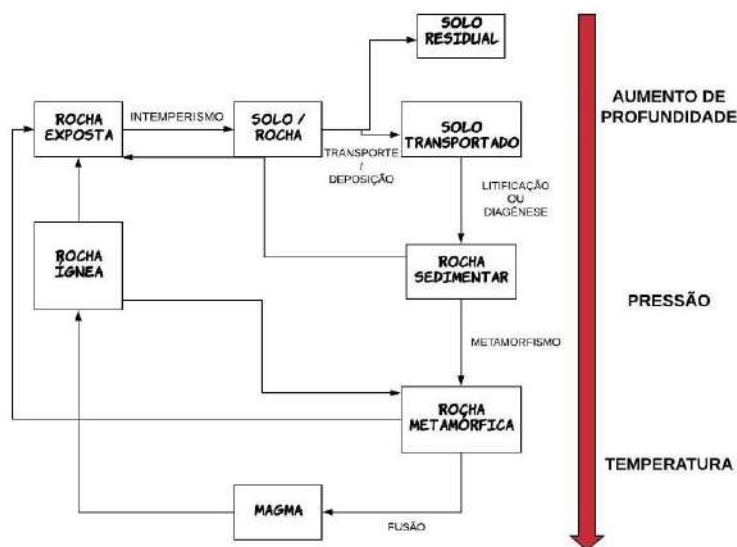


Figura 3: Esquematização do ciclo rocha – solo.

Fonte: do autor.

A superfície da Terra, denominada crosta terrestre é formada pelas placas tectônicas oceânicas e continentais. Sabe-se que o interior da Terra é constituído por magma, um material viscoso encontrado em elevadas pressões e temperaturas. Quando ocorre o rompimento das placas, o magma poderá ser extravasado, passando a ser denominado lava, e passará por um rápido e brusco resfriamento, dando origem a rocha ígnea do tipo extrusiva ou vulcânica, como por exemplo, o basalto. Uma vez formada e exposta, a rocha passa a sofrer intemperismo, que resultará na formação dos solos residuais ou transportados. Quando transportados, esses solos são depositados em pontos mais baixos do relevo e através do processo de diagênese se transformam em rochas sedimentares. Essas rochas, assim como as ígneas quando expostas ao ambiente, passam pelo processo de intemperismo gerando novos solos.

Tanto as rochas ígneas quanto as sedimentares podem por sua vez, passar por processos de aumento de pressão e temperatura, alterando as características dos seus minerais formadores, como por exemplo sua orientação. Quando isso ocorre, as rochas que surgem dessa transformação são chamadas de rochas metamórficas. Se o aumento de pressão e temperatura nessas rochas for



persistente e contínuo, essa rocha se fundirá e voltará a forma de magma, dando início a todo o ciclo rocha – solo novamente.

Classificação do solo quanto sua origem e formação

Existem três grandes grupos que classificam a origem e formação dos solos: residuais, transportados ou orgânicos.

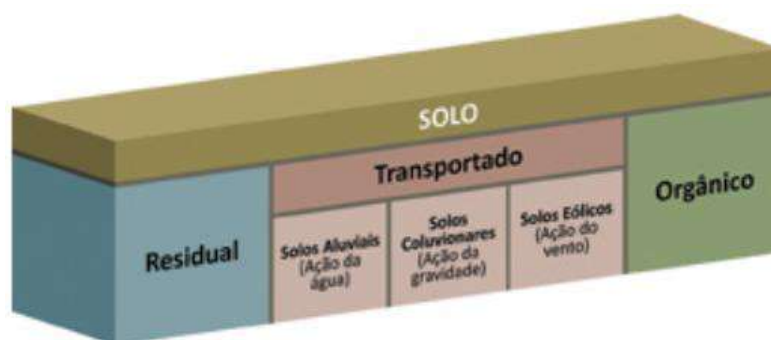


Figura 4: Classificação dos solos de acordo com sua origem. Fonte: Souza, (2015)

Solos residuais

Os solos residuais caracterizam-se por permanecerem no local da ação de decomposição da rocha. Para que eles ocorram é necessário que a velocidade de decomposição da rocha seja maior do que a velocidade de remoção do solo por agentes externos, como erosões ou movimentos de massa. Conforme visto, a velocidade da ação do intemperismo e consequente desagregação das rochas depende de vários fatores, como por exemplo o clima. Diante disso, a elevada pluviosidade e temperatura encontrada nas regiões tropicais são favoráveis a degradações mais rápida da rocha, fazendo com que haja predominância de solos residuais nas regiões centro sul do Brasil, por exemplo.

A ação do intemperismo ocorre de maneira geral da superfície para a subsuperfície, variando conforme a profundidade. As camadas mais superficiais apresentam solos mais evoluídos, enquanto as mais profundas consistem na rocha – mãe sã. Entre estas, verifica-se a presença de uma camada conhecida como saprólito. O saprólito caracteriza-se por ser um horizonte transicional, onde coexistem núcleos de solo e núcleos da rocha-mãe devido a presença do intemperismo atuante. Embora apresente as características da rocha-mãe, o solo saprolítico possui resistência bem inferior se comparado a sua rocha.





Figura 5: Núcleo de solo se formando em matriz rochosa.
Fonte: do autor.

Solos transportados

Os solos transportados são aqueles que através de algum agente de transporte foi levado até seu local atual onde depositaram-se. As características dos solos transportados refletem o mecanismo pelo qual se deu esse transporte. Cada agente de transporte seleciona os grãos que irá transportar com maior ou menor facilidade e, além disso, durante o transporte ocorre o desgaste ou quebra das partículas do solo. A correlação entre tipo de solo e agente de transporte é tão importante que se tornou item classificador destes solos.

Para isso, subdivide-se os seguintes agentes de transporte:

- Vento: solos eólicos;
- Água: solos aluvionares;
 - Água de oceanos e mares: solos marinhos;
 - Água dos rios: solos fluviais;
 - Água de chuva: solos pluviais;
 - Geleira: solos glaciais;
- Gravidade: solos coluvionares.



Solos eólicos

A ação do vento no transporte dos grãos se restringe as areias finas ou siltes, uma vez que possui capacidade limitada no transporte de grãos maiores e/ou saturados. A característica desse tipo de solo é a presença de grãos arredondados e de mesmo diâmetro, exibindo uma curva granulométrica do tipo uniforme. No Brasil, o principal exemplo deste tipo de solo ocorre no Nordeste, através das dunas. A formação de uma duna ocorre a partir da existência de um obstáculo no caminho natural do vento, diminuindo sua velocidade e resultando na deposição das partículas de solo que ele carrega.

Solos aluvionares

Solos aluvionares são resultantes do transporte pela água e sua textura depende da velocidade da água no momento da deposição, sendo frequente a ocorrência de camadas de granulometrias distintas, variando conforme as épocas de deposição. O transporte pela água, embora semelhante ao realizado pelo vento, possui algumas características distintas, como por exemplo a não seletividade. Enquanto solos eólicos apresentam granulometria pouco divergente, os solos aluvionares podem possuir diversos tamanhos de grãos, dada a viscosidade da água e consequente capacidade maior de transporte. Predominantemente solos aluvionares possuem granulometria mais grossa, uma vez que as partículas mais finas são mantidas sempre em suspensão até que algum agente as faça sedimentar. Além disso, devido a constância na direção da corrente de água, o local onde ocorre a deposição dos sedimentos é o mesmo, ao contrário dos solos eólicos que mudam de acordo com a direção do vento.

No caso dos solos pluviais, advindos da infiltração e escoamento da água da chuva, esta faz com que ocorra o escoamento de solo dos pontos mais altos aos pontos mais baixos do relevo – os vales. Desse modo, os vales serão alimentados não somente da água que escoas das encostas como também do solo transportado.

Existem vários fatores determinantes da capacidade de erosão e transporte dos rios, sendo a velocidade a mais importante. De maneira geral, os rios desgastam o relevo em sua parte mais elevada, carreando as partículas dos solos para as partes mais baixas, tendendo com o tempo a uma planificação do leito. Desse modo, rios mais velhos possuem menor capacidade de transporte dada a sua menor velocidade de escoamento. Os grãos presentes nos solos fluviais



apresentam uniformidade granulométrica, relacionada a velocidade de deposição.

Solos marinhos são formados a partir do encontro das ondas ao atingirem as areias, deslocando-as. Ao se depararem com obras ou obstáculos que impeçam esse fluxo, são depositadas, alterando a paisagem natural.

Por fim, comuns em regiões temperadas, os solos glaciais possuem formação semelhante aos solos fluviais. O gelo ao se derreter escorre dos pontos mais elevados aos vales, levando partículas de solo e de rocha, sendo estas depositadas nas áreas de degelo. A variação granulométrica desse tipo de solo é marcante, uma vez que podem possuir grandes blocos de rocha até grãos finos.

Solos coluvionares

Conforme descrito anteriormente, solos coluvionares são aqueles cujo agente de transporte é a gravidade. Possuem granulometria heterogênea, uma vez que a gravidade não apresenta seletividade no transporte de seus grãos. Dentre os solos coluvionares, destacam-se os talus, formados pelo deslizamento de solo do topo das encostas e frequentemente encontrado nas escarpas da Serra do Mar.



Figura 6: Principais tipos de solo transportado

Solos orgânicos

São solos formados pela introdução de sedimentos orgânicos já existentes misturados com restos de vegetais e animais. Caracterizam-se pela cor escura, odor forte dado pela presença de matéria orgânica e granulometria



predominantemente fina. Os principais representantes desse tipo de solo são as turfas, que incorporam florestas soterradas em estado avançado de decomposição.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de possuir conceitos diferentes frente ao ramo de aplicação, o entendimento do solo quanto a sua origem e formação se faz essencial para sua posterior utilização, pois implica nas suas características e propriedades. Para a engenharia, o solo seja este utilizado como próprio material de construção, no caso de aterros e barragens de terra, ou como receptor de cargas advindas de construções, o conhecimento de sua resistência é de fundamental importância. No caso da agronomia, entender o processo de formação dos horizontes do solo e conseqüentemente quais solos são mais propensos a processos erosivos e intempéricos, pode auxiliar no planejamento agrícola, uma vez que ambos os processos interferem na fertilidade do solo.



REFERÊNCIAS

MACHADO, S. L.; MACHADO, M. F. **Mecânica dos solos I: conceitos introdutórios**. Salvador: Universidade Federal da Bahia - Escola Politécnica, 1997.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000.

SOUZA, J. S. **Mecânica dos solos**. Brasília, DF: NT Editora, 2015.

WICANDER, R.; MONROE, J. **Fundamentos de geologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2014



Capítulo 02

INTRODUÇÃO À FÍSICA DO SOLO

*Francisca Gyslane de Sousa Garreto;
Jesion Geibel da Silva Nunes*

INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural base ao desenvolvimento agrícola, responsável pelo armazenamento de água e nutrientes. Oferece condições ao desenvolvimento de macro e microrganismos benéficos ao desenvolvimento vegetal e promove a estabilidade física e suporte para as plantas.

Rensburg (2010), relata que física do solo é um campo da ciência que estuda formas e interações de matéria (ex.: silte, argila e material orgânico) e energia (ex.: intensidade do tráfego de rodados, sistemas de manejo e de preparo do solo, mudanças climáticas). Que estão relacionadas a um meio poroso que sustenta o crescimento de plantas e demais estruturas (COLLARES et al., 2006; TORMENA et al., 2017; JAT et al., 2018).

O estudo da física do solo inclui os atributos físicos, como textura, estrutura, aeração, temperatura, entre outros (van REUNSBURG, 2010). Estes atributos podem ser mensurados e utilizados para inferir sobre a qualidade física do solo (BERGAMIN et al., 2015), eficiência e impactos das práticas agrícolas (KAY, 1990).

A interpretação das condições e/ou qualidade física do solo deve ser embasada na análise conjunta dos atributos físicos, uma vez que estes interagem entre si (COLLARES et al., 2006). Além disso, os processos físicos que ocorrem no solo estão estreitamente ligados com processos biológicos e químicos (SADEGHI et al., 2018).

Neste capítulo foram revisados alguns conceitos relacionados com a física do solo, como os elementos que o constituem e a qualidade física baseada em alguns atributos indicadores (textura, densidade, porosidade, estabilidade de agregados e resistência à penetração).

Constituição do solo

O solo é considerado como um sistema trifásico, com fases i) sólida, ii) líquida e iii) gasosa. É constituído por materiais inorgânicos e orgânicos (fase sólida), ar (fase gasosa) e água com substâncias químicas dissolvidas (fase líquida). Segundo pesquisa de Arrobas e Pereira (2010), os materiais inorgânicos



são compostos por elementos minerais de maiores dimensões (pedras e areia) que auxiliam o solo nos processos de arejamento e drenagem do excesso de água e, os de menores dimensões (argila), que apresentam propriedades coloidais e têm por função principal a retenção de água e nutrientes no solo por maior período.

O material orgânico, oriundo de restos vegetais e animais, ao sofrer ação de macro e microrganismos, transforma-se em matéria orgânica que, por apresentar propriedades coloidais, contribui no processo de retenção de água e nutrientes. A matéria orgânica também irá se associar às partículas sólidas primárias, como minerais de argila, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, originando estruturas secundárias, chamadas de agregados. Os espaços entre as partículas sólidas (primárias e secundárias) constituem a porosidade do solo, podendo ser preenchida por ar ou por água.

Qualidade física do solo

Para conceituar a qualidade física do solo, necessariamente deve-se entender o termo mais abrangente denominado qualidade do solo. A qualidade do solo é definida de acordo com a função e uso deste solo, ou seja, sua capacidade em atuar dentro das fronteiras naturais ou gerenciadas do ecossistema, integrando de modo equilibrado a produtividade de plantas e animais, mantendo ou melhorando a qualidade da água e do ar, e apoiando a saúde e habitação humana (KARLEN et al., 1997).

Comumente, a qualidade do solo é definida com base em três principais aspectos: físico, químico e biológico. As funções do solo são dependentes dos processos desempenhados por esses três fatores, os quais interagem constantemente (DEXTER, 2004; SADEGHI et al., 2018; BONFANTE et al., 2019). Um solo de boa qualidade física reflete no desenvolvimento adequado das plantas, pois estabelece a capacidade das raízes em desenvolver-se e explorar o solo (COSTA et al., 2012), permite a infiltração, retenção e disponibilização de água às plantas, trocas de calor e gases com a atmosfera e, responde ao manejo e resiste à degradação (STRECK et al., 2008; FERREIRA et al., 2010).

Uma maneira de relacionar a qualidade física do solo com o crescimento e produtividade das culturas é através de análises que mensuram quantitativamente alguns atributos físicos como textura, densidade, porosidade, resistência à penetração, estrutura e estabilidade dos agregados (TORMENA et al., 2004; COLLARES et al., 2006; FREDDI et al., 2007; SALTON et al., 2008; BEUTLER et al., 2009). Também tem sido utilizada algumas ferramentas que



permitem mensurar a qualidade física do solo, como o índice S, que é definido como a declividade da curva característica de retenção da água do solo em seu ponto de inflexão (DEXTER, 2004) e o intervalo hídrico ótimo (IHO), que é o intervalo no conteúdo de água do solo dentro do qual as limitações ao crescimento da planta associadas ao potencial hídrico, aeração e resistência do solo à penetração da raiz são mínimas (TORMENA et al., 1999).

Estrutura física do solo

A estrutura do solo é determinada como a condição física do material do solo demonstrada pela sua dimensão, forma e arranjo das partículas sólidas e poros, até mesmo partículas primárias e aquelas oriundas pela união delas (LIMA et al., 2006). De forma simples, solos bem estruturados são aqueles que proporcionam melhores condições para o desenvolvimento das plantas e maior resistência à degradação (FERREIRA, 2010), o que permite inferir que a estrutura do solo também determina a sua qualidade física (CASTRO FILHO, 2001), devido à sua sensibilidade às práticas de manejo adotadas (STEFANOSKI et al., 2013).

A estruturação do solo é importante para o enraizamento das plantas, fluxo da água e trocas gasosas com a atmosfera (ARROBAS; PEREIRA, 2010) e é constantemente alterada, principalmente pelo uso e manejo agrícola (GENNARO et al., 2015).

Para determinar a estrutura do solo, alguns atributos devem ser dimensionados, como porosidade e distribuição dos poros por tamanho (macro e microporos), estrutura e estabilidade dos agregados, resistência à penetração, infiltração da água e densidade (STEFANOSKI et al., 2013). Esses fatores indicam o estado físico estrutural do solo e funcionam como indicadores, por exemplo, do seu grau de compactação (TAVARES FILHO et al., 2001; REICHERT et al., 2003) e conservação.

Tributos físicos indicadores da qualidade do solo

Textura

A textura do solo é um critério agrônomo considerado estável (OLIVEIRA FILHO et al., 2015), com grande importância para a descrição, identificação e classificação (FERREIRA, 2010). Conhecer a textura permite a utilização do solo com maior capacidade, permitindo, também, adotar o manejo mais adequado a determinado solo (FRANCESCHINI et al., 2013).



Segundo Lorenzo (2010), a textura pode ser um dos atributos físicos mais importantes do solo, visto que influencia uma série de outras propriedades físicas, como aeração, infiltração, drenagem e retenção de água, consistência, entre outras. Além disso, também interage com atributos químicos do solo, como na Capacidade de Troca Catiônica (CTC), fixação de fósforo, absorção de água e nutrientes, entre outros. É um dos principais parâmetros utilizados como indicadores de qualidade física do solo (CENTENO et al., 2017).

Este atributo físico é condicionado ao material de origem, por isso, suas modificações levam anos para ocorrerem, sendo reflexo do processo de intemperismo e/ou erosão seletiva (REINERT; REICHERT, 2006; AUDEH, et al., 2011; BOTTEGA et al., 2013), e por essa razão a textura é um atributo utilizado como critério na classificação dos solos agrícolas.

Esta propriedade física refere-se ao conjunto das frações contidas na terra fina seca ao ar (TFSA), isto é, aquelas com diâmetro inferior a 2mm (EMBRAPA, 1997; OLIVEIRA, 2011) (Tabela 1).

Tabela 1 - Frações granulométricas definidas pelos sistemas de Classificação Norte Americano (USDA), Internacional (ISSS) e Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS).

Frações	Sistemas		
	USDA	ISSS	SBCS
	Ø (mm)		
Areia muito grossa	2 – 1	-	-
Areia grossa	1 – 0,5	2 – 0,2	2 – 0,2
Areia média	0,5 – 0,25	-	-
Areia fina	0,25 – 0,10	0,2 – 0,02	0,2 – 0,05
Areia muito fina	0,10 – 0,05	-	-
Silte	0,05 – 0,002	0,02 – 0,002	0,05 – 0,002
Argila	< 0,002	< 0,002	< 0,002

Fonte: Ferreira, 2010; Phogat; Dahiya, 2015.

O grupamento textural é determinada como a união de uma ou mais classes de textura (Tabela 2).

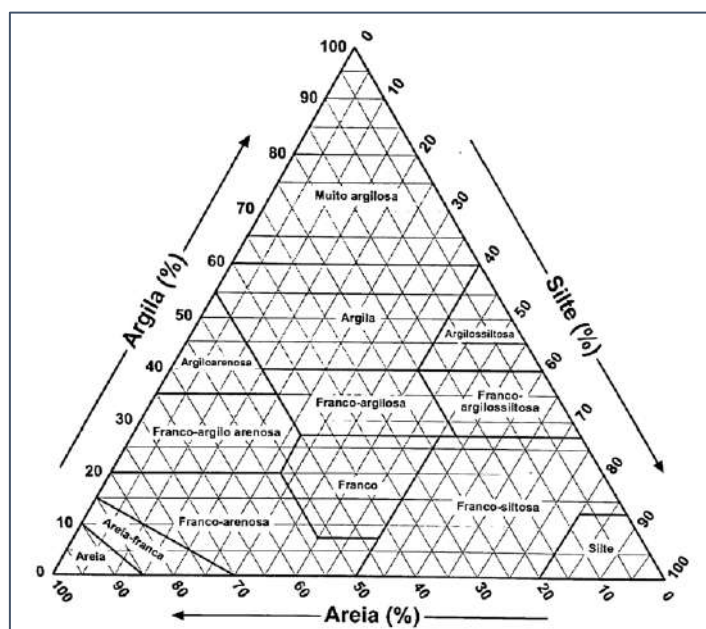


Tabela 2 - Grupamentos texturais do solo.

Grupamento textural	Definição
Arenosa	Compreende as classes texturais areia e areia franca, ou seja, teores de areia menos teor de argila $> 700 \text{ g kg}^{-1}$.
Média	Material com menos de 350 g kg^{-1} de argila e mais de 150 g kg^{-1} de areia, excluídas as classes texturais areia e areia franca.
Argilosa	Material com conteúdo de argila entre 350 g kg^{-1} e 600 g kg^{-1} .
Muito argilosa	Material com conteúdo de argila superior a 600 g kg^{-1} .
Siltosa	Material com menos de 350 g kg^{-1} de argila e menos de 150 g kg^{-1} de areia.

Fonte: Santos et al., 2018.

Outro modo de definir as classes texturais do solo conforme os conteúdos de areia, silte e argila, é através do triângulo textural (Figura 1).

**Figura 1** – Triângulo de classificação textural de solos.

Fonte: Santos et al. (2013).

As frações maiores do que areia, como os cascalhos, são considerados como elementos modificadores da classe textural quando presentes em quantidades significativas ($\geq 8\%$), enquanto os calhaus e matacões constituem a pedregosidade do solo (RESENDE et al., 2007). O tamanho das partículas de um solo e sua proporção não é de fácil alteração, por isso, a composição granulométrica do solo é considerada característica intrínseca do próprio material, ou seja, uma propriedade básica (CORÁ et al., 2009).



A classe textural está diretamente relacionada ao fluxo interno da água, fenômenos de coesão e adesão, expansão e retração, adsorção de íons, entre outros (OLIVEIRA, 2011).

O impacto do manejo do solo nas propriedades físicas depende da textura (COSTA et al., 2009), entretanto, a utilização e o manejo do solo pouco interferem nesse atributo, significando que as variações na qualidade física de solos com classes texturais similares podem estar associadas as variações de outras propriedades físicas (REINERT; REICHERT, 2006).

A textura do solo irá interferir, de modo direto ou indireto, na erodibilidade (OLIVEIRA, 2011), estruturação (LIMA et al., 2006) e no processo de compactação (FERREIRA et al., 2010; OLIVEIRA FILHO et al., 2015), pois altera diversas propriedades do solo, como a relação da distribuição do diâmetro dos poros (KLEIN et al., 2010), densidade e resistência crítica à penetração (ALBUQUERQUE et al., 2001; ANDRADE et al., 2013).

Características do solo

Dependo da textura, o solo apresentará características específicas e distintas. Caracterizando duas classes de solo com base na sua textura, arenosa e argilosa, têm-se as particularidades de cada tipo de solo.

a) Arenosa

O solo arenoso é mais suscetível à perda de nutrientes e à erosão e, se não for manuseado adequadamente, a possibilidade de degradação do solo é maior (LIMA; VAZ, 2014), além de apresentar limitações quanto à manutenção ou incremento da matéria orgânica, devido ao tamanho das partículas e da frágil estrutura desses solos (FRAZÃO et al., 2010).

As principais características deste tipo de solo, segundo Reinert; Reichert (2006); Arrobas; Pereira (2010); Lorenzo (2010); Oliveira (2011), são:

- Solos leves,
- Fácil preparo mecânico;
- Baixo poder de adsorção de nutrientes;
- Baixa fertilidade;
- Baixa força de coesão e adesão;
- Baixa agregação de partículas;
- Alta permeabilidade;
- Baixa capacidade de retenção de água;
- Boa drenagem e aeração;



- Baixa CTC;
- Alta taxa de infiltração de água;
- Maior possibilidade de lixiviação;
- Baixa porosidade total;
- Menor microporosidade e maior macroporosidade;
- Elevada suscetibilidade à erosão;
- Baixo teor de matéria orgânica e rápida decomposição;
- Aquecimento e secagem rápida;
- Resistência à compactação.

b) Argilosa

As principais características dos solos de textura argilosa, de acordo com Lima et al. (2006); Reinert; Reichert (2006); Arrobas; Pereira (2010); Lorenzo (2010); Oliveira (2011) são:

- Solos pesados,
 - Mais resistente à mecanização;
 - Fácil aderência do solo aos implementos;
 - Alta capacidade de retenção de água e nutrientes;
 - Elevado índice de fertilidade;
 - Maior força de coesão entre as partículas;
 - Baixa permeabilidade;
 - Má drenagem;
 - Baixa aeração;
 - Alta CTC;
 - Maior resistência à penetração;
 - Menor possibilidade de lixiviação de nutrientes;
 - Alta porosidade total;
 - Maior micro e menor macroporosidade;
 - Menor suscetibilidade à erosão;
 - Matéria orgânica média a alta e menor taxa de decomposição;
 - Aquecimento lento;
 - Altamente susceptíveis à compactação;
 - Altos teores de óxidos (maior floculação e melhor agregação);
 - Alta superfície específica.

De acordo com Prado (2013) a disponibilidade hídrica é afetada diretamente pelo teor de argila do solo. Acredita-se que a máxima disponibilidade de água no solo possa ser obtida quando a textura for média tendendo a argilosa, com valores de argila de 30 a 35%.



Densidade do solo

A densidade do solo é dada pela relação entre a massa sólida e o volume total, mensurado em amostras coletadas em campo, preservando a estrutura em que se encontra. Este método depende do espaço poroso, então o solo com maior porosidade é menos denso e vice-versa (LIMA et al., 2006). A densidade é um atributo afetado pelo manejo, que modifica a estrutura do solo e, conseqüentemente, o arranjo e volume dos poros. Essas modificações interferem em algumas propriedades, como porosidade, retenção de água no solo e resistência à penetração (STONE; SILVEIRA, 2001; KLEIN, 2008).

A densidade tem sido utilizada como um parâmetro importante na determinação física da estrutura do solo e como critério na compactação (PIRES et al., 2011; GONÇALVES et al., 2013), permitindo entender sobre possíveis obstruções mecânicas ao sistema radicular das plantas (LIMA et al., 2006). Geralmente, os valores de densidade dos solos podem variar por diversos fatores, como a textura, densidade das partículas e quantidade de matéria orgânica. Os valores aceitáveis de densidade em solos arenosos são de 1,2 a 1,9 g cm⁻³ e para solos argilosos de 0,9 a 1,7 g cm⁻³ (REINERT; REICHERT, 2006).

Devido a estreita relação com outros atributos, a maioria dos estudos tendem ao fato de que o aumento da densidade do solo levará à diminuição da porosidade total, macroporosidade, condutividade hidráulica e absorção iônica; por outro lado, aumenta a microporosidade e a resistência à penetração do solo (FERREIRA et al., 2010).

Densidade relativa

A densidade relativa é calculada pela relação entre a densidade do solo e a densidade máxima que o solo pode atingir. A densidade máxima pode ser obtida através do teste de Proctor em laboratório. É uma medida que considera a umidade do solo e serve como indicador da qualidade física.

A presença de matéria orgânica também afeta a densidade relativa do solo. Braida et al. (2006) estudando a influência da matéria orgânica do solo no comportamento das curvas de compactação e na capacidade dos resíduos vegetais em dissipar a energia compactante, concluíram que o acúmulo de matéria orgânica no solo pode reduzir a densidade máxima e aumentar a umidade crítica para compactação, o que faz com que o solo se torne mais resistente à compactação.



Porosidade

É definida como a fração volumétrica ocupada com ar e água, representando o local de circulação da solução (água e nutrientes) e do ar e está diretamente relacionada a estrutura e textura do solo (RESENDE et al., 2007; KLEIN, 2008). Dessa forma, a porosidade influencia o armazenamento de água, disponibilidade de nutrientes e aeração do solo, destacando-se como um importante indicador da condição física. O sistema de manejo adotado, o impacto dos rodados e outras medidas, determinarão as alterações no espaço poroso do solo.

A porosidade inclui os macroporos, que de acordo com a classificação de Kiehl (1979) apresentam diâmetro maior que 0,06 mm ou 0,05 mm, com base na classificação de Richards (1965) e USDA (1972); e microporos, com poros menores do que 0,06 mm (KIEHL, 1979) ou 0,05 mm (RICHARDS, 1965; USDA, 1972). Os macroporos são geralmente preenchidos com ar e permitem que a água e os nutrientes dissolvidos passem livremente pelo solo. Os microporos são pequenos espaços porosos que, após a drenagem do excesso de água nos macroporos, retêm água e nutrientes dissolvidos (ARROBAS; PEREIRA, 2010). Em resumo, os macroporos facilitam a aeração e drenagem, enquanto os microporos tendem a reter a água no solo (DRESCHER et al., 2011).

A porosidade do solo depende da disposição das partículas sólidas (RIBEIRO et al., 2007), ou seja, é afetada principalmente pela sua capacidade em formar agregados (LIMA et al., 2006). Quando as partículas se encontram em íntimo contato, na amostra de solo haverá predominância de sólidos, resultando em baixa porosidade total; mas quando as partículas formam agregados, há maior quantidade de vazios, consequentemente, alta porosidade (RIBEIRO et al., 2007).

Os poros existentes no solo podem variar quanto ao número, tamanho, distribuição e continuidade (VOMOCIL, 1965; RESENDE et al., 2007). A distribuição dos poros por tamanho afeta o desempenho físico-hídrico do solo, interferindo o crescimento das plantas (KEMPER, CHEPIL, 1965; RIBEIRO et al., 2007). O processo de compactação do solo afeta de modo diferente a distribuição dos poros. Os solos compactados apresentam redução da porosidade total, menor capacidade e velocidade de infiltração da água, resultando em encharcamento e escoamento superficial, podendo influenciar na disponibilidade de água e nutrientes às plantas; pode reduzir a penetração das



raízes e tornar esses solos mais suscetíveis à erosão (MENDONÇA et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2012).

Os solos arenosos apresentam, em média, uma porosidade total de 35 a 50%, e os solos argilosos de 40 a 60% (RESCK, 1981; LIMA et al., 2006).

A porosidade total do solo pode influenciar a permeabilidade do solo, processos de infiltração e redistribuição, capacidade de retenção de água e na extensão na qual a zona radicular da planta é suprida com ar (RIBEIRO et al., 2007). Nos solos arenosos, com grande quantidade de macroporos, o processo de permeabilidade ocorre rapidamente e o contrário ocorre nos solos argilosos.

Se o solo for mobilizado ou compactado, o espaço poroso pode mudar facilmente (ARROBAS; PEREIRA, 2010). O solo compactado reduz sua porosidade, o que leva ao aumento da densidade do solo, e consequentemente da resistência à penetração das raízes (LIMA et al., 2006).

Estabilidade de agregados

A união de duas ou mais partículas primárias de solo caracteriza a formação da unidade estrutural (agregado) (KEMPER, CHEPIL, 1965; VASCONCELOS et al., 2010), que influenciará no controle dos movimentos internos de água, ar e calor e no crescimento de raízes (VASCONCELOS et al., 2010). A estabilidade do agregado é a sua resistência mediante as forças externas ou internas que tendem ao seu rompimento. A estabilidade dos agregados, bem como a sua distribuição por tamanho, são indicadores da estrutura de um solo e, consequentemente, utilizados para medir a qualidade do mesmo (FERREIRA et al., 2010).

A existência de diferentes estruturas do solo significa que há uma variação dos agregados. Esta variação é percebida (CASTRO FILHO, 2001; LIMA et al., 2006; OLIVEIRA, 2011):

No tamanho dos agregados: muito pequena, pequena, média, grande e muito grande;

Na forma: granular, em blocos, prismática, colunar e laminar (Figura 2);



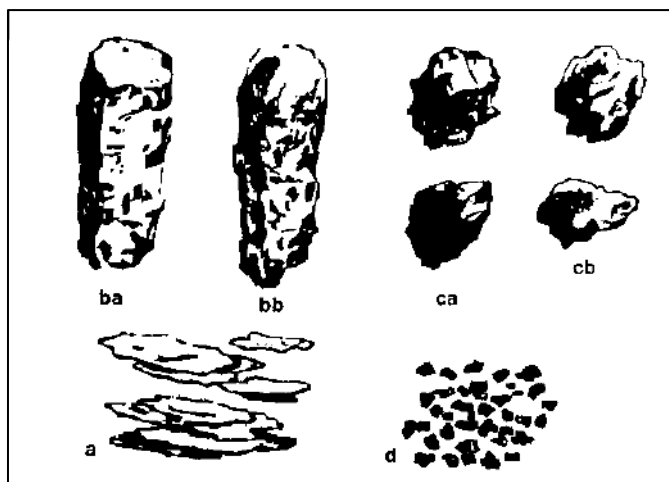


Figura 2 – Tipos de estrutura: a) laminar, ba) prismática, bb) colunar, ca) blocos angulares, cb) blocos subangulares e d) granular.

Fonte: Santos et al. (2013).

- Na estabilidade: resistência do agregado a uma força destrutiva;
- Na coesão: força de atração entre as superfícies de suas partículas (SILVA; CARVALHO, 2007);
- Na porosidade: entre agregados, responsável pela infiltração e retenção de água no solo, e no agregado, retenção de água no solo.

Espera-se, segundo Oliveira (2011), melhores condições de solo quando há predominância de estrutura pequena ou média. O tamanho dos agregados do solo e sua distribuição também são fatores importantes na determinação da suscetibilidade deste solo a erosão, ou seja, ao movimento pelo vento e pela água, e nas dimensões do espaço dos poros (KEMPER, CHEPIL, 1965). Estudos de manejo e conservação do solo mostram que quanto maior o agregado, maior é a infiltração de água e, portanto, menor é a erosão (CASTRO FILHO, 2001), pois, quanto maior agregado, maior é a porosidade do solo.

De acordo com Lima et al. (2006), a formação e estabilidade de agregados baseiam-se sobretudo no teor de matéria orgânica do solo, textura e atividade biológica. Há estudos que mostram que o aumento de carbono orgânico no solo é seguido pelo aumento da agregação (REICHERT et al., 2003; WENDLING et al., 2005; SALTON et al., 2008), o que comprova a relação da matéria orgânica com a formação e estabilização dos agregados do solo.

Resistência à penetração

A resistência à penetração é uma medida prática e bastante utilizada, no qual expressa o grau de compactação do solo (SILVEIRA et al., 2010; COSTA et



al., 2012; OLIVEIRA FILHO et al., 2015). Está relacionada com a textura (ROSOLEM et al., 1999), umidade (SOUZA et al., 2006, KLEIN, 2008), densidade (TORMENA et al., 2002) e macroporosidade do solo (MERCANTE et al., 2003).

A compactação do solo é afetada pelos cultivos intensivos e utilização de máquinas e equipamentos pesados (SOUZA et al., 2006). É o processo de aumento da resistência do solo e redução da porosidade e permeabilidade (PALMA et al., 2013), influencia a qualidade do solo e sua avaliação é baseada na condição atual do solo (em comparação com a condição natural) ou na condição que não é restringida o crescimento da planta (SILVA et al., 2004).

A variação no conteúdo de água do solo no momento da amostragem afeta a resistência à penetração (VALICHESKI et al., 2012). A diferença de resistência à penetração entre os sistemas de manejo é mais perceptível em solo seco (SILVA et al., 2000), podendo haver aumento da resistência em solos com mais de 40% de argila (ROSOLEM et al., 1999).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação dos atributos físicos do solo deve ser realizada de modo integrado, pois de forma isolada é difícil inferir sobre os seus efeitos. Solos estruturados são mais resistentes à degradação e conhecer suas características proporciona melhor aproveitamento da sua capacidade.

Sendo assim, a qualidade física do solo é importante tanto do ponto de vista agrônômico, por permitir conhecer as possíveis aptidões deste solo, quanto ambiental, devido a sua atuação no equilíbrio do ecossistema, ou seja, ambos os pontos apresentam relação direta com o melhor uso e aproveitamento do solo, de modo equilibrado e sustentável.



REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 3, p. 717-723, 2001.

ANDRADE, R. S.; STONE, L. F.; GODOY, S. G. Estimativa da resistência do solo à penetração baseada no índice S e no estresse efetivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 9, p. 932-937, 2013.

ARROBAS, M.; PEREIRA, E. Preparação do solo. *In*: AZEVEDO, J. C.; GONÇALVES, A. (coord.). **Manual de boas práticas em espaços verdes**. Bragança: Câmara Municipal, 2010. p. 23-25.

AUDEH, S. J. S. *et al.* Qualidade do solo: uma visão etnopedológica em propriedades agrícolas familiares produtoras de fumo orgânico. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v. 6, n. 3, p. 34-48, 2011.

BERGAMIN, A. C. *et al.* Relationship of soil physical quality parameters and maize yield in a Brazilian oxisol. **Chilean Journal of Agricultural Research**, Chile, v. 75, p. 357-365, 2015.

BEUTLER, A. N. *et al.* Impacto do tráfego de máquinas na qualidade física do solo e produtividade de milho em argissolo. **Acta Scientiarum: Agronomy**, Maringá, v. 31, p. 359-364, 2009.

BONFANTE, A.; TERRIBILE, F.; BOUMA, J. Refining physical aspects of soil quality and soil health when exploring the effects of soil degradation and climate change on biomass production: an Italian case study. **Soil**, Gottingen, v. 5, p. 1-14, 2019.

BOTTEGA, E. L. *et al.* Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 1, p. 1-9, 2013.

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**, Viçosa, MG, v. 30, n. 4, p. 605-614, 2006.

CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. *In*: MORAIS, M. H.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. **Qualidade física do solo:**



métodos de estudos-sistemas de preparo e manejo do solo. Jaboticabal: FUNEP, 2001. p. 21-40.

CENTENO, L. N. *et al.* Textura do solo: conceitos e aplicações em solos arenosos. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, Pelotas, v. 4, n. 1, p. 31-37, 2017.

COLLARES, G. L. *et al.* Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, p. 1663-1674, 2006.

CORÁ, J. E. *et al.* Adição de areia para dispersão de solos na análise granulométrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 255-262, 2009.

COSTA, A. *et al.* Propriedades físicas do solo em sistemas de manejo na integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 235-244, 2009.

COSTA, M. A. T. *et al.* Resistência do solo à penetração e produção de raízes e de forragem em diferentes níveis de intensificação do pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 3, p. 993-1004, 2012.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 201-214, 2004.

DRESCHER, M. S. *et al.* Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 5, p. 1713-1722, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. *In*: van LIER, Q. J. (ed.). **Física do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p. 01-28.



FERREIRA, R. R. M.; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M. Efeitos de sistemas de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 913-932, 2010.

FRANCESCHINI, M. H. D. *et al.* Abordagens semiquantitativa e quantitativa na avaliação da textura do solo por espectroscopia de reflectância bidirecional no VIS-NIR-SWIR. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 48, n. 12, p. 1569-1582, 2013.

FRAZÃO, L. A. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, n. 10, p. 1198-1204, 2010.

FREDDI, O. S. *et al.* Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 627-636, 2007.

GENNARO, L. A. *et al.* Estrutura do solo sob feijão irrigado e diferentes manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, p. 608-614, 2015.

GONÇALVES, F. C. *et al.* Métodos de determinação da densidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 28, n. 3, p. 165-169, 2013.

JAT, M. L. *et al.* Soil processes and wheat cropping under emerging climate change scenarios in South Asia. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 148, p. 111-171, 2018.

KARLEN, D. L. *et al.* Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 4-10, 1997.

KAY, B. D. Rates of change of soil structure under different cropping systems. In: STEWART, B. A. (ed.). **Advances in soil science 12**. New York: Springer, 1990. p. 1-52.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. *et al.* (ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510.



- KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 262 p.
- KLEIN, A. V. **Física do solo**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2008. 212 p.
- KLEIN, V. A. *et al.* Textura do solo e a estimativa do teor de água no ponto de murcha permanente com Psicrômetro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 7, p. 1550-1556, 2010.
- LIMA, J. Z.; VAZ, C. M. P. **Avaliação de propriedades físicas de solos arenosos do cerrado sob área nativa, cultivada com soja ou pastagem**. SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, São Carlos, 2014.
- LIMA, M. R. *et al.* (ed.). **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo: aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba: UFPR, 2006.
- LORENZO, M. **Morfologia: textura do solo**. 2010. Disponível em: <https://marianaplorenzo.wordpress.com/2010/10/15/pedologia-textura-do-solo/>.
- MENDONÇA, L. A. R. *et al.* Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Revista Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 14, p. 89-98, 2009.
- MERCANTE, E.; URIBE-OPAZO, M. A.; SOUZA, E. G. Variabilidade espacial e temporal da resistência mecânica do solo à penetração em áreas com e sem manejo químico localizado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1149-1159, 2003.
- OLIVEIRA, J. B. de. **Pedologia aplicada**. 4. ed. Piracicaba: FEALQ, 2011. 592 p.
- OLIVEIRA, P. R. *et al.* Qualidade física de um latossolo vermelho cultivado com soja submetido a níveis de compactação e de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, p. 587-597, 2012.
- OLIVEIRA FILHO, F. X. *et al.* Zona de manejo para preparo do solo na cultura da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 2, p. 186-193, 2015.



PALMA, M. A. Z. *et al.* Resistência do solo à penetração em cafezais cultivados com sistema mecanizado e manual. **Coffee Science**, Lavras, v. 8, n. 3, p. 364-370, 2013.

PHOGAT, V. K.; TOMAR, V. S.; DAHIYA, R. Soil physical properties. *In*: RATTAN R. K. *et al.* (ed.). **Soil science: an introduction**. New Delhi: Indian Society of Soil Science, 2015. p. 135-171.

PIRES, L. F.; ROSA, J. A.; TIMM, L. C. Comparação de métodos de medida da densidade do solo. **Acta Scientiarum: Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 1, p. 161-170, 2011.

PRADO, H. do. **Pedologia fácil: aplicações em solos tropicais**. 4. ed. Piracicaba: H. de Prado, 2013. 284 p.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 27, p. 29 48, 2003.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. **Propriedades física do solo**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2006.

RESCK, D. V. S. **Parâmetros físicos dos solos da região dos cerrados**. Brasília, DF: EMBRAPA-CPAC, 1981. (Boletim de Pesquisa, 2).

RESENDE, M. *et al.* Propriedades do solo e interpretação. *In*: **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5. ed. rev. Lavras: Editora UFLA, 2007. cap. 2.

RIBEIRO, K. D. *et al.* Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 4, p. 1167-1175, 2007.

RICHARDS, L. A. Physical conditions of water in soil. *In*: BLACK, C. A. (ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Madison: American Society for Testing and Materials, 1965. 770 p. (Agronomy, 9).

ROSOLEM, C. A. *et al.* Crescimento radicular de plântulas de milho afetado pela resistência do solo à penetração. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, n. 5, p. 821-828, 1999.



SADEGHI, M. *et al.* Soil physical properties and processes. *In:* KUTZ, M. (ed.). **Handbook of environmental engineering**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2018. p. 137-207.

SALTON, J. C *et al.* Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 11-21, 2008.

SANTOS, H. G. dos *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, R. D. dos *et al.* **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6. ed. rev. ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. 100 p.

SILVA, A. J. N.; CARVALHO, F. G. Coesão e resistência ao cisalhamento relacionadas a atributos físicos e químicos de um latossolo amarelo de tabuleiro costeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 853-862, 2007.

SILVA, V. R. da; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Variabilidade espacial da resistência do solo à penetração em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 2, p. 399-406, 2004.

SILVA, V. R. da; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Resistência mecânica do solo à penetração influenciada pelo tráfego de uma colhedora em dois sistemas de manejo do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n 5, p. 795-801, 2000.

SILVEIRA, D. C. *et al.* Relação umidade versus resistência à penetração para um Argissolo Amarelo distrocoeso no recôncavo da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 659-667, 2010.

SOUZA, Z. M. *et al.* Dependência espacial da resistência do solo à penetração e do teor de água do solo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 1, p. 128-134, 2006.

STEFANOSKI, D. C. *et al.* Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 12, p. 1301-1309, 2013.



STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 395-401, 2001.

STRECK, C. A. *et al.* Relações do parâmetro λ para algumas propriedades físicas de solos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, nesp., p. 2603-2612, 2008.

TAVARES FILHO, J. *et al.* Resistência do solo à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um latossolo roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 3, p. 725-730, 2001.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage system using the least limiting water range approach. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 52, p. 223-232, 1999.

TORMENA, C. A. *et al.* Densidade, porosidade e resistência à penetração em Latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 4, p. 795-801, 2002.

TORMENA, C. A. *et al.* Corn stover harvest and tillage impacts on near-surface soil physical quality. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 166, p. 122-130, 2017.

TORMENA, C. A. *et al.* Influência de diferentes sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas de um latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, p. 65-71, 2004.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Soil Conservation service. **Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples: soil survey investigations**. Washington, 1972.

VALICHESKI, R. R. *et al.* Desenvolvimento de plantas de cobertura e produtividade da soja conforme atributos físicos em solo compactado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 9, p. 969-977, 2012.

VAN RENSBURG, L. D. Advances in soil physics: application in irrigation and dryland crop production. **South African Journal of Plant and Soil**, Pretoria, v. 27, p. 9-18, 2010.



VASCONCELOS, R. F. B. *et al.* Estabilidade de agregados de um Latossolo Amarelo distrocoeso de tabuleiro costeiro sob diferentes aportes de resíduos orgânicos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 309-316, 2010.

VOMOCIL, J. A. Porosity. *In*: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ENSMINGER, L. E.; CLARK, F. E. (ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 299-314.

WENDLING, B. *et al.* Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um latossolo Vermelho sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, p. 487-494, 2005.



DINÂMICA DOS MACRONUTRIENTES NO SOLO

*Jessica Aparecida da Silva,
Francisca Gyslane de Sousa Garreto,
Ivanayra da Silva Mendes*

INTRODUÇÃO

Os elementos químicos que compõem a fertilidade dos solos são indispensáveis para o pleno desenvolvimento das espécies vegetais, as quais em condições de ausência, são incapazes de concluir seu ciclo de vida. Segundo Raij (2011), dentre os elementos essenciais estão os macronutrientes que se subdividem em primários (nitrogênio, fósforo e potássio) e secundários (cálcio, magnésio e enxofre), divisão esta que se baseia principalmente nas quantidades exigidas pelas plantas e pela importância prática ou comercial desses nutrientes.

Os macronutrientes diretamente disponíveis para a absorção das plantas se encontram na forma solúvel no compartimento líquido do solo (solução do solo), sendo que as maiores quantidades se apresentam adsorvidas nos colóides, nos minerais ou na fase orgânica, tornando-se lentamente disponíveis para serem absorvidos e contribuindo para a reposição dos nutrientes prontamente acessíveis.

Devido as peculiaridades sobre a disponibilidade e dinâmicas diferenciadas no solo, o conhecimento específico sobre o comportamento de cada nutriente se torna uma ferramenta fundamental para se prever cenários e realizar um planejamento adequado para melhor manejá-los (BATISTA et al., 2018).

Diante disso, o objetivo desta resenha é apresentar informações sobre os principais macronutrientes, suas fontes, relações com as espécies vegetais e dinâmicas nos componentes do solo.

Nitrogênio

Função na planta, origem e formas no solo

O nitrogênio (N) é o nutriente absorvido em maiores concentrações pelas plantas, sendo considerado o macronutriente mais importante para o crescimento vegetativo (PRADO, 2008). É constituinte de muitos compostos como os ácidos nucléicos, aminoácidos e da clorofila (TAIZ; ZEIGER, 2017). Na distribuição do N na natureza, observa-se maior quantidade na atmosfera, com cerca de 78,3% e aproximadamente 0,27% na biosfera. Apesar da grande quantidade de N₂ no



ar, as plantas não conseguem aproveitá-lo nessa forma, uma vez que estas absorvem o N nas suas formas amoniacais (NH_4^+) (PRADO, 2008).

Dinâmica e disponibilidade no solo

O N no solo pode ser submetido a vários processos que resulta em transformações de formas orgânicas em inorgânicas, podendo ter perdas ou ganhos do sistema como um todo.

Segundo Raij (2017), é complexo definir a curto prazo a dinâmica do N no solo, pois é dependente de alguns fatores como o pH, umidade do solo, disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação Carbono: Nitrogênio (C:N) do solo e dos resíduos, entre outros, podendo ocasionar acúmulo de N mineral no solo ao longo do tempo.

Quando se tem alta relação C:N na decomposição de resíduos orgânicos, inicialmente tem-se o consumo de nitrato existente no solo, que é absorvido ao protoplasma dos microrganismos. A matéria orgânica perde carbono, sendo convertido a gás carbônico (RAIJ, 2017). A relação C:N diminui e todo o processo resulta em imobilização líquida do nitrato do solo. Com o decréscimo da relação C:N, tem-se condições propícias para a mineralização ocorrendo a liberação do amônio, o qual é imediatamente convertido em nitrato (Figura 1), (RAIJ, 2017).

Para que o N possa estar disponível e ser absorvido pelas plantas, os compostos orgânicos presentes no solo (ácidos nucléicos, aminoácidos, proteínas e nucleotídeos) são submetidos à mineralização, onde o N orgânico é transformado em N mineral como amônio e nitrato (CANTARELLA, 2007; BEZERRA, 2009). A mineralização da matéria orgânica é, geralmente, favorecida quando se tem o revolvimento do solo ou pela elevação brusca de pH, que ocorre com a calagem em solos ácidos. Assim, a existência de resíduos orgânicos frescos e da relação C:N não muito elevada também favorece o aparecimento do N mineral (RAIJ, 2017).

A taxa de mineralização do N depende do tipo da vegetação, fatores edáficos, produção e qualidade da matéria orgânica e, principalmente, do clima. As variações de precipitação e temperatura controlam a atividade biológica dos microrganismos no processo de transformação do N e a disponibilidade de formas minerais no solo (MALAVOLTA; KLIEMANN, 1985; CAMARGO et al., 2008).



A primeira etapa da mineralização é onde se tem a quebra desses compostos, que passam por várias transformações em forma de moléculas mais simples, até ser transformado em amônio, processo chamado de amonificação (BLACK, 2002; RAVEN, 2007).

A imobilização de N é um processo que ocorre em paralelo com a mineralização, porém no sentido inverso, ou seja, os micro-organismos utilizam o N mineral transformando-o em N orgânico para seu próprio metabolismo (CANTARELLA, 2007). Já a nitrificação é o processo de oxidação do amônio para nitrito e, posteriormente, para nitrato (NO_3^-) sendo executado por microrganismos quimioautotróficos, que adquirem o C do CO_2 e a energia da oxidação química com destino a síntese de seus constituintes celulares (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

No perfil do solo, o íon nitrato é geralmente muito móvel, principalmente nos sistemas de semeadura direta, pois quando se tem uma maior estruturação do solo ao longo do perfil e uma evaporação inferior, a quantidade de infiltração de água tende a ser superior. O íon nitrato acompanha esse fluxo para as camadas mais profundas (MUZILLI et al., 1983).

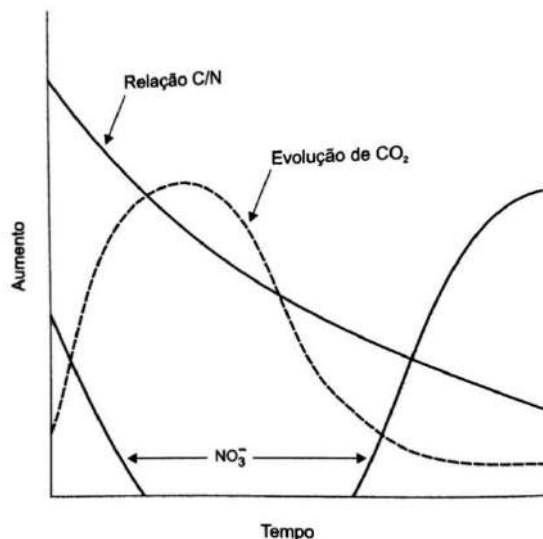


Figura 1 - Efeito da decomposição de matéria orgânica de alta relação C:N na atividade microbiana (refletida na evolução de CO_2) e nos teores de nitrato.

Fonte: Tisdale, Nelson e Beaton, 1985.



Aporte no solo

Dentre as fontes externas de aporte de N ao solo podem ser mencionadas a matéria orgânica, adubação, precipitação atmosférica, fixação biológica e reciclagem do N através da decomposição de resíduos orgânicos (TOWNSEND, 2010).

A quantidade de matéria orgânica com N no solo se altera muito pouco, geralmente na disposição de 5%, sendo a forma primordial de acúmulo de N no solo com cerca de 95% do N total e o restante se encontra nas formas minerais de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), que são fontes assimiláveis direta e indiretamente pelas plantas (JARVIS, 1998).

O acúmulo de resíduos de plantas e de excreções de animais, geralmente são satisfatórios e representa um considerável aporte de matéria orgânica e conseqüentemente do N no solo (REZENDE, 1999). Diante disso, as fontes mais utilizadas na adubação são a ureia (45% de N) e o sulfato de amônio (21% de N e 23% de enxofre).

Fósforo

Função na planta, origem e formas no solo

O fósforo (P) é um macronutriente que integra o grupo de nutrientes importantes em reações de armazenamento de energia ou na manutenção da integridade estrutural das plantas (TAIZ et al., 2017; BARRA et al., 2019). O elemento participa de processos vitais como fotossíntese, respiração, divisão celular e crescimento de células (LEITE et al., 2017; VITORINO et al., 2020). Além disso, integra diversos compostos essenciais ao metabolismo dos vegetais como nucleotídeos, açúcares-fosfato, ácidos nucleicos, coenzimas, fosfolipídeos, ácido fítico, ATP (MAATHUIS, 2009; HAWKESFORD et al., 2012; TAIZ et al., 2017; BARRA et al., 2019).

Na natureza, o P é encontrado como fosfato, que é obtido a partir da extração das rochas fosfáticas (MAATHUIS, 2009; HAWKESFORD et al., 2012; ROBERTS; JOHNSTON, 2015; PANTANO et al., 2016). No entanto, este minério é uma fonte limitada e não renovável, sendo de grande importância o seu uso de forma eficiente. O P contido no material de origem do solo encontra-se na forma mineral, principalmente como fosfatos de Ca e é liberado na solução do solo através do processo de intemperismo (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001).



O P apresenta forte interação com certos elementos do solo, resultando na formação de compostos pouco solúveis. Normalmente, a interação com o Ca em solos alcalinos forma compostos como a hidroxiapatita e a interação com ferro e alumínio em solos ácidos, forma compostos como estrengita e a variscita, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 - Minerais e compostos de fósforo que ocorrem em solos.

Mineral ou composto	Fórmula	Ocorrência
Estrengita	$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos
Vivianita	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos
Vavelita	$\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos
Variscita	$\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos
Fosfato dicálcico	CaHPO_4	Produto de reação de adubos
Fosfato octocálcico	$\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$	Produto de reação de adubos
Hidroxiapatita	$\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$	Solos neutros e alcalinos
Fluorapatita	$\text{Ca}_{10}\text{F}_2(\text{PO}_4)_6$	Solos neutros e alcalinos

Fonte: Brady (1983). In: Raij (2011)

O P pode ser encontrado nos solos nas formas químicas de P inorgânico (Pi) e P orgânico (Po), dependendo da natureza do composto de ligação e variando quanto a proporção de ocorrência (SHEN et al., 2011). Na forma inorgânica é dividido em P dos minerais primários e P adsorvido (SANTOS et al., 2008), estes compõem a fração de P lábil do solo, responsável por reabastecer a solução do solo com o nutriente (BATISTA et al., 2018). O P em solução é aquele imediatamente disponível para absorção pelas plantas, e pode ser encontrado nas formas de H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} (MENDES; DOS REIS JUNIOR, 2003). Contudo, esse processo de reabastecimento é bastante lento, o que resulta, geralmente, em deficiência generalizada de P (MAATHUIS, 2009).

O Po é obtido da decomposição de resíduos vegetais depositados no solo (PANTANO et al., 2016) e se apresenta, principalmente, como fosfatos de inositol, fosfolipídios, ácidos nucleicos e outros ésteres fosfato (SANTOS et al., 2008; BATISTA et al., 2018). De modo geral, o Po pode compor até 80% do fósforo total do solo (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2003), porém para ser disponibilizado e absorvido pelas plantas é necessário que haja a mineralização dessas formas orgânicas, processo que ocorre com ação de organismos do solo e raízes de plantas em associação com a secreção de fosfatase (SHEN et al., 2011).



Dinâmica e disponibilidade no solo

O P existente no solo é formado por compostos provenientes do ácido ortofosfórico e sua dinâmica está relacionada aos fatores ambientais que interferem na atividade microbiana e nas características químicas, físicas e minerais (SANTOS et al., 2008).

Os fosfatos são íons grandes e eletronegativos e por isso possuem baixa mobilidade no solo (10^{-12} a $10^{-15} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$), além de apresentarem alta capacidade de fixação e competição com os microrganismos do solo, fatores que tornam este nutriente indisponível para as raízes das plantas (SHEN et al., 2011; TAIZ et al., 2017; LIMA, 2020).

Em solos argilosos contendo íons ferro e alumínio, o grau de adsorção de P é maior. Em solos ácidos, podem ser firmemente adsorvidos na superfície da argila mineral e em óxidos de ferro e alumínio e em solos alcalinos, ao cálcio (LIMA, 2020).

A figura 2 demonstra o esquema da dinâmica do P no solo, incluindo processos aos quais são submetidos.

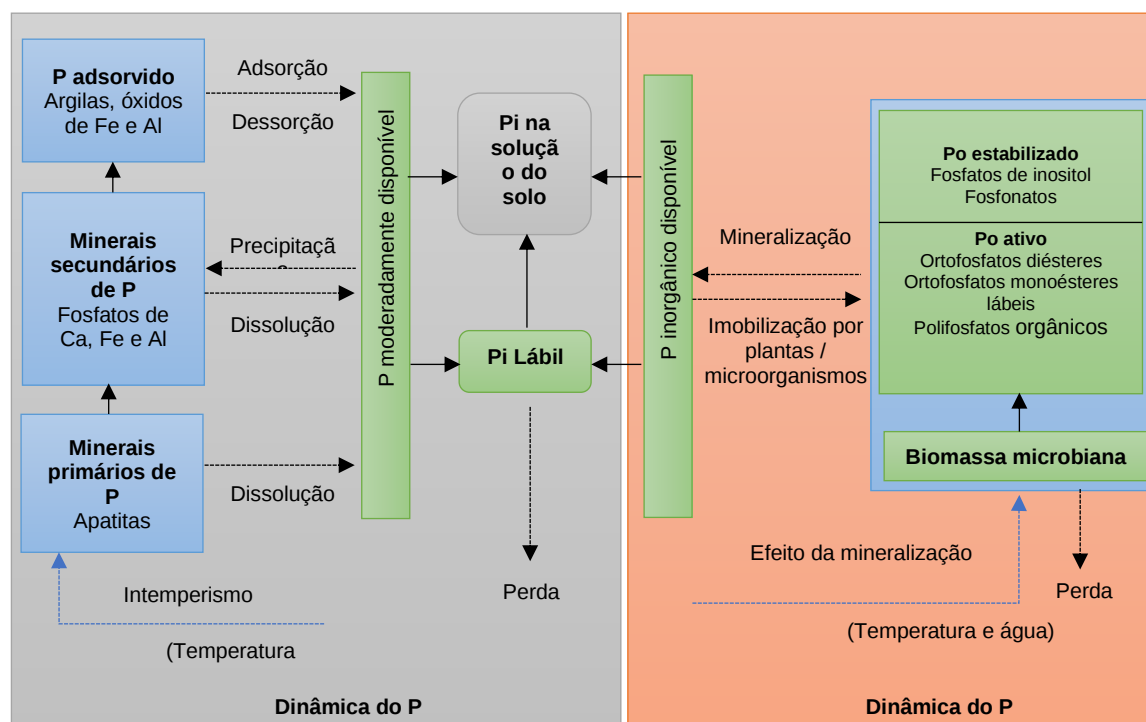


Figura 2 – Dinâmica do P no solo.

Fonte: Adaptada pelo autor de Shen et al., 2011



As plantas absorvem grandes quantidades de P da solução do solo na forma de íons de fosfato, principalmente H_2PO_4^- , e, em menor proporção, como o ânion bivalente HPO_4^{2-} , porém a concentração destas formas de P na solução do solo é muito pequena (DECHEN; NACHTIGALL, 2007; ROBERTS; JOHNSTON, 2015). Isso ocorre porque mais de 90% do P encontrado no solo está fixado, portanto indisponível (MAATHUIS, 2009).

O P é absorvido através do contato com a superfície da raiz e pode ocorrer por meio de fluxo de massa ou difusão, porém, há predominância do processo de difusão (SHEN et al., 2011; LIMA, 2020). Este processo pode ser influenciado por vários fatores como, por exemplo, o conteúdo e teor de argila e pH do solo (MAATHUIS, 2009).

O teor de argila influencia devido a sua correlação com a fixação deste nutriente, ou seja, pode aumentar o processo de adsorção (MACHADO; DE SOUZA, 2012). Já o pH do solo interfere na disponibilidade das formas iônicas de fosfato para as plantas (MAATHUIS, 2009). Em condição de pH abaixo de 7, o ânion H_2PO_4^- apresenta maior disponibilidade e acima de 7, há maior disponibilidade do ânion HPO_4^{2-} . Porém, em condições de pH muito alcalino, praticamente todo o P está sob a forma de PO_4^{3-} que não é absorvida pelas plantas; e em solos muito ácidos pode haver precipitação deste P como fosfato de Fe e Al, devido as altas concentrações destes elementos em solução nessa condição de solo (DECHEN; NACHTIGALL, 2007). No entanto, a maioria dos solos apresenta deficiência em formas assimiláveis de P (FERNÁNDEZ, 2007).

Aporte no solo

Devido as características intrínsecas do P e sua dinâmica no solo, é necessário conhecer as fontes externas deste elemento para o solo. Uma das principais é a matéria orgânica (BATISTA et al., 2018), porém o aporte de P no solo vai depender do tipo de material que a compõe. De modo geral, podem ser encontrado aporte médio anual de $1,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de P através da deposição da serapilheira de *Pinus taeda* L. (VIERA; SCHUMACHER, 2010) e $3,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de P com serapilheira de fragmentos florestais da Mata Atlântica (GOMES et al., 2010).

Outra fonte externa de P no solo é através do uso de fertilizantes fosfatados, que atuam aumentando o teor de P disponível (FERNÁNDEZ, 2007). Alguns desses fertilizantes fosfatados são os fosfatos naturais, farinha de osso, escória de



Thomas, termofosfato, fosfatos acidulados (superfosfatos simples, triplo, enriquecido, amoniacal e de serpentina e os fosfatos parcialmente acidulados e de amônio – monoamôniofosfato (MAP) e diamôniofosfato (DAP).

Potássio

Funções na planta, origem e formas no solo

O potássio (K) constitui um dos elementos que estão em maior quantidade em rochas e solos, sendo o íon mais abundante nas células vegetais e, assim, o segundo macronutriente mais requerido pelas plantas depois do nitrogênio (ROSOLEM et al., 2006). De acordo com Taiz e Zeiger (2017), este nutriente se apresenta na forma iônica (K^+) nas plantas, podendo ser encontrado nos vacúolos ou em solução no citosol. Desempenha papel fundamental como regulador do potencial osmótico das células vegetais, no movimento estomático e na ativação de enzimas relacionadas aos processos de respiração e fotossíntese. Como não é metabolizado pelos vegetais, pode formar ligações reversíveis com moléculas orgânicas (MARSCHNER, 1995).

No solo, os minerais primários oriundos de rochas ígneas ricos em K são os feldspatos e as micas (muscovita e biotita), enquanto as argilas do tipo 2:1 como illita e a vermiculita são os principais minerais secundários portadores deste elemento (RAIJ, 2011). É distinguido nas seguintes formas no solo: K da solução, K trocável, K não trocável e K estrutural, as quais se encontram em equilíbrio e com plena diminuição na disponibilidade determinada por um gradiente (SPARKS; HUANG, 1985), aspecto este que está diretamente relacionado com a dinâmica deste nutriente no perfil do solo (ROSOLEM; VICENTINI; STEINER, 2012).

Dinâmica e disponibilidade no solo

Segundo Raij (2011), o K da solução do solo é o responsável pelo suprimento do nutriente para as plantas, que o absorvem na forma iônica K^+ por meio de difusão e, em menor quantidade, por fluxo de massa, enquanto o K trocável (adsorvido nas cargas negativas dos colóides e disponível para as plantas) corresponde a fonte principal de reposição do K da solução.

À medida que as formas trocáveis de K no solo e as concentrações na solução atingem baixas quantidades, há a liberação do K estruturalmente retido nas entre camadas dos argilominerais primários e secundários na forma de K não



trocável (CURI; KAMPF; MARQUES, et al., 2005), o qual se torna disponível, representando uma reserva de médio prazo e contribuindo para a nutrição das plantas (GARCIA et al., 2008; ROSOLEM; VICENTINI; STEINER, 2012).

No entanto, as ligações aos componentes sólidos do solo que dão origem à diferentes formas deste macronutriente podem tornar difícil seu acesso pelas plantas. O K estrutural, que se apresenta fortemente ligado entre as unidades cristalinas de alguns minerais de argila, depende do processo de intemperismo que libera lentamente quantidades pequenas e insuficientes em grande parte dos solos, as quais não suprem a demanda da planta, principalmente àquelas de ciclo curto (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007). Além disso, o K retido especialmente em minerais do tipo 2:1 (montmorilonita, vermiculita e mica hidratada), podem ser fixados de forma irreversível entre as suas camadas (RAIJ, 2011).

Na figura 3 estão esquematizadas as formas de K ocorrentes no solo e sua dinâmica durante os processos de disponibilidade para os vegetais.

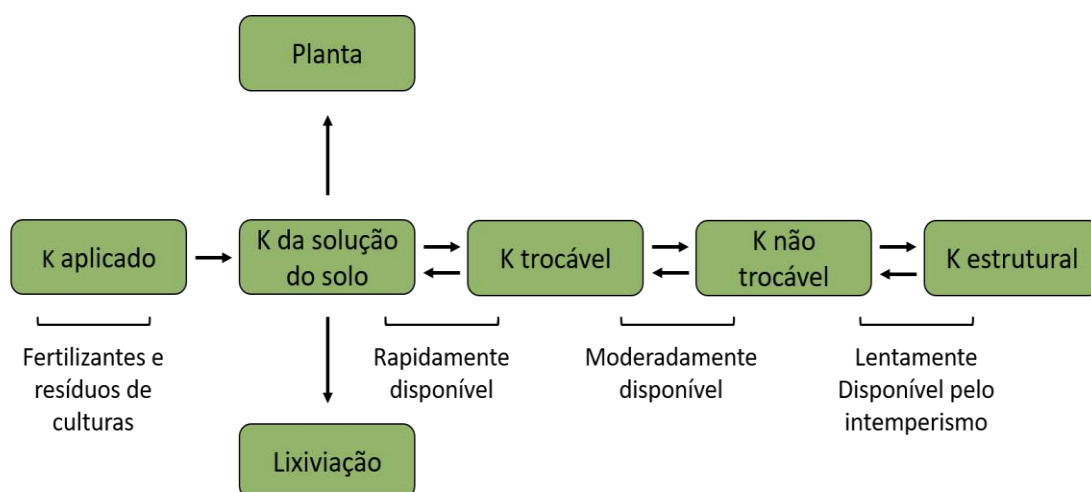


Figura 3 – Representação esquemática das formas e dinâmica do potássio (K) no solo

Fonte: Adaptado de Raij (1991, p. 207)

Em solos tropicais, a disponibilidade do K para as plantas depende de fatores como: o material de origem (minerais primários e secundários), capacidade de troca catiônica do solo (CTC), fertilizante aplicado e a ciclagem de nutrientes (WERLE; GARCIA; ROSOLEM, 2008), sendo que as maiores perdas de K no solo ocorrem por lixiviação e está diretamente relacionada com a adição excessiva de fertilizante (ROSOLEM et al., 2006) e com elevados teores de cátions bivalentes como o Ca^{2+} e Mg^{2+} , que podem tornar o K trocável, monovalente, menos disponível no complexo de troca catiônica (RAIJ, 2011).



Aporte no solo

Além das reservas naturais de K no solo supracitadas que se tornam disponíveis, a aplicação de fertilizante potássico é uma das principais formas de aporte do nutriente pelo solo. De acordo com Rosolem, Vicentini e Steiner (2012), a adubação potássica realizada em doses adequadas preserva a fração não trocável e mantém teores satisfatórios de K disponível para a sua extração e exportação pelas plantas, evitando o esgotamento do nutriente no solo e possíveis perdas por lixiviação.

Outra forma que o K pode ser aportado no solo é por meio da deposição de matéria orgânica e consequente ciclagem do nutriente. Isto ocorre devido as plantas absorverem K^+ em grandes quantidades na fase de crescimento vegetativo, o que resulta em elevados teores tanto em folhas quanto nas partes colhidas (RAIJ, 2011). Assim, os teores de K na parte aérea vegetal, principalmente em plantas de cobertura, atua como expressiva fonte deste macronutriente para ciclos subsequentes, com rápida mineralização, uma vez que se apresenta na forma iônica nos tecidos vegetais (ROSOLEM et al., 2006). Isto foi observado pelo mesmo autor ao avaliar a palhada de milho, que demonstrou ser uma importante fonte de K, mesmo sem aplicação da adubação potássica. Werle, Garcia e Rosolem (2008), também observaram uma ciclagem eficaz de K em cultivo milho-braquiária, a qual levou ao aumento do teor de K trocável nas camadas superficiais do solo, demonstrando a alta capacidade de gramíneas em atuarem no aporte deste nutriente no solo.

Cálcio

Funções na planta, origem e formas no solo

O cálcio (Ca) é um macronutriente secundário originado primariamente de rochas ígneas, compondo minerais como dolomitas, calcitas, apatitas, feldspatos cálcicos e anfibólios, podendo também advir de rochas sedimentares e metamórficas (RAIJ, 2011). Nos solos é encontrado na forma bivalente (Ca^{2+}) e representa, juntamente com o K^+ e o Mg^{2+} , as bases que ocupam grande parte da CTC em solos agrícolas (BENITES et al., 2010).

Na planta, segundo Taiz e Zeiger (2017), o Ca possui função estrutural, no qual realiza ligações com grupos ácidos de lipídeos da membrana e entre pectinas, sendo de fundamental importância na integridade da parede celular e no desenvolvimento de raízes. Também pode atuar como sinalizador ao ligar-se



com a proteína calmodulina (complexo calmodulina- Ca^{2+}), regulando processos celulares ao enviar respostas à planta em decorrência de estímulos ambientais. De modo geral, também participa como ativador de uma série de enzimas e, diferente das demais bases, possui baixa mobilidade dentro dos vegetais (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997; BENITES et al., 2010).

Dinâmica e disponibilidade no solo

O Ca naturalmente disponível no solo é proveniente da solubilização de minerais primários por meio do intemperismo, sendo altamente dependente do material de origem (BENITES et al., 2010). De acordo com Raij (2011), os teores de Ca trocáveis e solúveis são somados e determinados apenas como Ca trocável, uma vez que a forma solúvel é encontrada em quantidades muito baixas. No solo, este nutriente é absorvido pelas plantas como íon Ca^{2+} , predominantemente por fluxo de massa. No entanto, Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) argumentam que devido a sua baixa mobilidade está também pode ocorrer por interceptação radicular.

Solos tropicais tendem à baixas concentrações de Ca, o que está diretamente relacionado com o pH mais ácido que resulta em maiores teores de Al^{3+} , isto por competir por sítios de adsorção no solo com as principais bases (MARSCHNER, 1995), levando à lixiviação, que constitui uma das principais perdas deste nutriente em solos ácidos (BENITES et al., 2010). O mesmo não é observado em ambientes áridos e semiáridos devido serem caracterizados por material de origem ricos em Ca, pH elevado e ausência de lixiviação (BRADY; WEIL, 2013).

Aporte no solo

A forma mais comum de aporte do Ca no solo é por meio da calagem, uma vez que a acidez do solo é corrigida pelo calcário, material que possui a função de elevar o pH do solo e fornecer quantidades adequadas do nutriente para as plantas (RAIJ, 2011). O uso de gesso, subproduto da indústria de adubos fosfatados, também contribui para a adição de íons Ca^{2+} e SO_4^{2-} no solo e em profundidade, o que melhora a fertilidade em subsolo e a absorção do nutriente pelo sistema radicular (RAMPIM et al., 2011).

Ademais, fertilizantes que tenham Ca em sua composição podem ser fontes desse macronutriente, o adicionando ao solo, como o uso dos adubos superfosfatos simples e triplo (REETZ, 2017).



Magnésio

Função na planta, origem e formas no solo

O magnésio (Mg) está agrupado como um macronutriente secundário, pouco exigido pelas plantas, com disponibilidade suficiente na maioria dos solos, porém sua interação com outros elementos do solo pode interferir na sua absorção. Compõe cerca de 2% da crosta terrestre e seu teor médio é $19,3 \text{ g kg}^{-1}$, dependendo da origem geológica do solo (DECHEN; NACHTIGALL, 2007; CASTRO et al., 2020).

Atua como componente da molécula de clorofila, participa na fotossíntese e na síntese de proteínas como cofator enzimático (RAIJ, 2011; HAWKESFORD et al., 2012; TAIZ et al., 2017; BATISTA et al., 2018; CASTRO et al., 2020), entre outros.

No solo, o Mg ocorre nas formas: a) mineral (não trocável), originado do intemperismo de rochas ígneas contendo Mg (dolomita, biotita, clorita, serpentina e olivina) e faz parte da estrutura de minerais de argila (vermiculita, illita e montmorilonita) (RAIJ, 2011); b) solúvel, compõem a solução do solo e é obtido a partir da decomposição da forma mineral e; c) trocável, representado pelos íons de Mg adsorvidos aos colóides do solo, sendo responsável pelo ressuprimento do Mg na solução do solo (BATISTA et al., 2018; CASTRO et al., 2020). Quando está em solução, o Mg pode ser absorvido pelas plantas, perdido por lixiviação e erosão, ser adsorvido no complexo de troca ou precipitado na forma de algum mineral (BATISTA et al., 2018).

Dinâmica e disponibilidade no solo

O Mg do solo pode variar entre 0,05 e 0,5%, é absorvido pelas raízes das plantas na forma iônica como metal Mg^{2+} , presentes como cátions livres (MAATHUIS, 2009; CASTRO et al., 2020). Por apresentar pequena camada de hidratação, possui fraca adsorção às partículas do solo, aumentando as perdas por lixiviação e assim sua deficiência (HAWKESFORD et al., 2012; BATISTA et al., 2018).

A absorção de Mg pelas raízes das plantas ocorre preferencialmente via fluxo de massa (CASTRO et al., 2020). A disponibilidade de Mg está associada a quantidade existente no solo e as interações com outros cátions, principalmente cálcio (Ca) e potássio (K), devido ao efeito antagônico entre eles (SALVADOR et al., 2011).



Aporte no solo

Dentre as fontes externas de aporte de Mg ao solo podem ser mencionadas a calagem, adubação e matéria orgânica. Normalmente, a fertilização com magnésio é ignorada, o que interfere diretamente na resposta das plantas (BATISTA et al., 2018). Porém existem algumas fontes de Mg capazes de suprir essa demanda, como os sulfatos, carbonatos e os óxidos (RAIJ, 2011; BATISTA et al., 2018). Em relação a calagem, tem-se observado que a utilização de calcários dolomíticos para correção da acidez do solo contribui para a prevenção da deficiência deste elemento (RAIJ, 2011).

Viera e Schumacher (2010) notaram um aporte médio anual de 3,0 kg ha⁻¹ de Mg no solo através da deposição da serapilheira de *Pinus taeda* L., enquanto Gomes et al. (2010) com serapilheira de fragmentos florestais da Mata Atlântica do Rio de Janeiro, observaram uma contribuição média de 15,6 kg ha⁻¹ de Mg.

Enxofre

Função na planta, origem e formas no solo

O enxofre (S) é conhecido como um macronutriente secundário, não metal, sendo que a sua fonte primária são as rochas ígneas, onde este elemento ocorre normalmente em pequenas quantidades como sulfetos. O maior fragmento de enxofre no solo está na forma orgânica, combinado com carbono e nitrogênio (RAIJ, 2017). A quantidade de enxofre no solo é geralmente baixa, sendo representado por menos de 5% do total do elemento no solo.

Na planta, segundo Malavolta et al. (1997), o S participa de compostos orgânicos e atua como constituinte de enzimas.

Dinâmica e disponibilidade no solo

O S, assim como o N, passa por muitas modificações no solo (imobilização/mineralização e oxidação/redução) (Figura 4) através de micro-organismos e manejo do solo (porosidade, drenagem) que conseguem alterar a química do elemento (estado de oxidação) (PRADO, 2008). Em condições anaeróbicas de solos permanentemente encharcados há a ocorrência de sulfetos, podendo haver o desprendimento de sulfeto de hidrogênio (H₂S) (RAIJ, 2017).

De acordo com Prado (2008), em estudos com S e de outros nutrientes no sistema planta, é considerável saber cada fase que o nutriente se movimenta, ou



seja, do solo até o produto agrícola final (Figura 4), fases estas que vão desde a liberação da fase sólida para a líquida, contato íon-raiz, absorção, transporte e redistribuição que governam o acesso do nutriente nas distintas partições para ser adequadamente metabolizado, realizando funções específicas no vegetal com destino ao acúmulo de matéria seca na planta.

Portanto, para potencializar a transformação do nutriente empregado é necessário que o S ou quaisquer outros nutrientes esteja satisfazendo as necessidades da cultura desde o desenvolvimento até a colheita (PRADO, 2008).

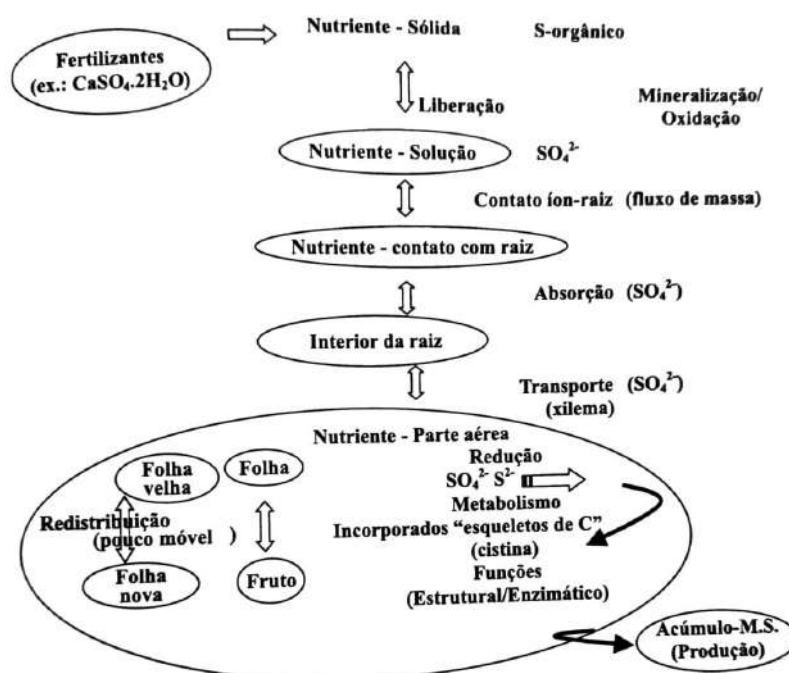


Figura 4 - Dinâmica do enxofre no sistema solo-planta indicando os processos de passagem do nutriente nos diferentes compartimentos da planta.

Fonte: Prado, 2008.

Aporte no solo

Dentre as fontes externas de aporte de S ao solo pode-se citar a matéria orgânica, a adubação com superfosfato simples, sulfato de potássio, sulfato de manganês entre outros, o uso do gesso agrícola e a água da chuva (PAULETII, 2013).

Uma revisão de Jordan e Ensminger (1958) verificou que as concentrações anuais de enxofre conseguem ser colocadas nos solos por meio da chuva, variando em função da época do ano e do local.



Segundo Guedes (1985), no estado do RS em Porto Alegre, a precipitação contribuiu cerca de 99,2 kg de S ha⁻¹ ano⁻¹ nas áreas urbanas e industriais, já nas áreas rurais o aporte foi de até 39,4kg de S ha⁻¹ ano⁻¹, demonstrando que as chuvas contribuem com a adição de S, sendo eficiente na acumulação do nutriente no solo e na complementação das exigências nutricionais de plantas.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo como um produto do intemperismo das rochas é o mais importante meio para o crescimento e desenvolvimento das plantas, onde os minerais decorrentes do material de origem compõem a fonte primária dos nutrientes de modo geral, e estes com as relações químicas, de fertilidade dos solos e de nutrição mineral das espécies vegetais.

É vasto o estudo da dinâmica dos macronutrientes nos solos sucintamente abordada neste capítulo, uma vez que a alta exigência pelo componente planta, as funções exercidas, o comportamento dos nutrientes no solo de modo isolado e suas possíveis interações com outros elementos se apresentam de formas variadas. Deste modo, conhecendo-se especificamente suas performances é possível fornecer e garantir o uso eficiente destes nutrientes pelas plantas, minimizando riscos e possíveis perdas, de acordo com a demanda existente.



REFERÊNCIAS

- BARRA, P. J. *et al.* Phosphobacteria inoculation enhances the benefit of P-fertilization on *Lolium perenne* in soils contrasting in P-availability. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 136, p. 1075-116, 2019.
- BATISTA, M. A. *et al.* Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, J. U. T. *et al.* **Hortaliças-fruto**. Maringá: EDUEM, 2018. p. 113-162.
- BENITES, V. M. *et al.* Potássio, cálcio e magnésio na agricultura brasileira. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (ed.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba: IPNI, 2010, p. 137-191.
- BEZERRA, M. O. **Dinâmica de nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso de solo com ênfase no papel da floresta ripária**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências/Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- BLACK, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas**. 4. ed. São Paulo: Guanabara Koogan, 2002. 829 p.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.
- CAMARGO, F. A. O. *et al.* Nitrogênio Orgânico do Solo. In: SANTOS, G. A. *et al.* (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 87-100.
- CANTARELLA, H. NOVAIS *et al.* Nitrogênio. In: **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2007. p. 375-470.
- CASTRO, C. de *et al.* **Magnésio: manejo para o equilíbrio nutricional da soja**. Embrapa Soja-Documents (INFOTECA-E), 2020.
- CURI, N.; KAMPF, N.; MARQUES, J. J. Mineralogia e formas de potássio em solos brasileiros. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Instituto da Potassa e do Fosfato, 2005. v. 1, cap. 4, p. 71-79.



DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. *In*: NOVAIS, R. F. *et al.* (ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 3, p. 91-132.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A.; SANTOS, F. C. Potássio. *In*: NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 551-594.

FERNÁNDEZ, M. T. **Fósforo: amigo o enemigo**. ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar, v. 41, n. 2, p. 51-57, 2007.

GARCIA, R. A. *et al.* Potassium cycling in a corn-brachiaria cropping system. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 28, n. 4, p. 579-585, 2008.

GOMES, J. M. *et al.* Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, n. 3, p. 383-391, 2010.

GUEDES, R. M. M. **Enxofre e nitrogênio na água da chuva e enxofre atmosférico na região metropolitana de Porto Alegre (RS), Brasil**. 1985. Dissertação (Mestrado em Solos) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985.

HAWKESFORD, M. *et al.* Functions of macronutrients. *In*: MARSCHNER, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. Academic Press, 2012. p. 135-189.

JARVIS, S. C. Nitrogen management and sustainability. *In*: CHERNEY, J. H.; CHERNEY, D. J. R. (ed.). **Grass for dairy cattle**. Wallingford: CAB International, 1998. p. 161-192.

JORDAN, H. V.; ENSMINGER, L. E. The role of sulphur in soil fertility. **Advances in Agronomy**, Madison, v. 10, p. 407-434, 1958.

LEITE, C. W. *et al.* NOTA TÉCNICA: Zonas de manejo nos níveis de fósforo e potássio no solo e a produtividade de arroz irrigado. **Revista Engenharia na Agricultura-Revang**, v. 25, n. 2, p. 164-172, 2017.

LIMA, R. L. F. de A. Micorrizas arbusculares e absorção de fósforo em função da capacidade de fixação de fósforo do solo e da competição com a microbiota. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 13, n. 03, p. 1062-1079, 2020.



MAATHUIS, F. J. M. Physiological functions of mineral macronutrients. **Current opinion in Plant Biology**, Oxford, v. 12, n. 3, p. 250-258, 2009.

MACHADO, V. J.; DE SOUZA, C. H. E. Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 1, 2012.

MALAVOLTA, E.; KLIEMANN, H. J. **Desordens nutricionais no cerrado**. Piracicaba: Potafos, 1985. 136 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira de Potássio e do Fósforo, 1997. 319 p.

MARSCHNER, H. Functions of mineral nutrients: macronutrients. *In*: MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. London: Academic Press, 1995.

MENDES, I. de C.; DOS REIS JUNIOR, F. B. Microrganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: uma análise crítica. **Embrapa Cerrados-Documents** (INFOTECA-E), 2003.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MUZILLI, O. de *et al.* Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 1, p. 95-102, 1983.

PANTANO, G. *et al.* Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732-740, 2016.

PRADO, R. M. **Nutrição de plantas**. São Paulo: Editora UNESP, 2008.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1991.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. 2. ed. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2017.



- RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.
- RAMPIM, L. *et al.* Atributos químicos de solo e resposta do trigo e da soja ao gesso em sistema semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1687-1698, 2011.
- RAVEN, P. **Biologia vegetal**. 7. ed. São Paulo: Guanabara Koogan, 2007. 856 p.
- REETZ, H. F. **Fertilizantes e o seu uso eficiente**. São Paulo: ANDA, 2017.
- REZENDE, C. P. *et al.* Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic Forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, n. 54, p. 99-112, 1999.
- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems under subtropical conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, n. 15-16, p. 2339-2354, 2003.
- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribution of inorganic phosphorus fraction in soil management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.
- ROBERTS, T.; JONSTON, A. E. Phosphorus use efficiency and management in agriculture. **Resources, conservation and recycling**, Amsterdam, v. 105, 275-281, 2015.
- ROSOLEM, C. A.; VICENTINI, J. P. T. M. M.; STEINER, F. Suprimento de potássio em função da adubação potássica residual em um latossolo vermelho do cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 5, p. 1507-1515, 2012.
- ROSOLEM, C. A. *et al.* Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 6, p. 1033-1040, 2006.
- SALVADOR, J. T.; CARVALHO, T. C.; LUCCHESI, L. A. C. Relações cálcio e magnésio presentes no solo e teores foliares de macronutrientes. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, Curitiba, v. 9, n. 1, p. 27-32, 2011.



SANTOS, D. R. dos; 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**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

SHEN, J. *et al.* Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant physiology**, Washington, v. 156, n. 3, p. 997-1005, 2011.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical, chemistry of soil potassium. *In*: MUNSON, R. D. **Potássio in agriculture**. Madson: Soil Society of America, 1985. p. 201-276.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. 4. ed. New York: Macmillan, 1985. 754 p.

TOWNSEND, C. R. Nitrogênio em sistemas pastoris. **Documentos Embrapa Rondônia**, Porto Velho, n. 138, 2010.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L. e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 85-94, 2010.

VITORINO, P. J. P. *et al.* Crescimento e acúmulo de fósforo em milho sob doses de fosfato radicular e fosfito via foliar. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 9, n. 5, p. e76953120, 2020.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 2297-2305, 2008.



Serviços ecossistêmicos dos microrganismos no solo

Gabryele Silva Ramos

INTRODUÇÃO

Os microrganismos são parte essencial do sistema-solo, possuindo funções mais importantes do que anteriormente imaginado. Com o avanço das pesquisas, diversas funções foram atribuídas à microbiota do solo, como por exemplo, a ciclagem de nutrientes e degradação de compostos orgânicos, a fixação biológica de nitrogênio e o auxílio às plantas na absorção de nutrientes disponibilizados na solução do solo (RAYMOND et al., 2004; MIRANSARI, 2013). Entretanto, antes de comentar especificamente acerca destas funções, faz-se necessário citar os diversos grupos de organismos que constituem a fração viva do solo, desde bactérias e arqueias (organismos procarióticos) até fungos (destaque dentre os organismos eucarióticos que habitam o solo). Insetos, colêmbolos, ácaros, nematoides, protozoários, algas, oligoquetas (minhocas) e, até mesmo, vírus também estão presentes na fração viva do solo, ainda que tenham suas funções pouco estudadas e exploradas neste ecossistema (BRADY; WEIL, 2013; POTAPOV et al., 2017). Neste capítulo, serão sintetizadas, de forma geral, as ações dos microrganismos de solo desempenhadas pelos grupos funcionais de microrganismos mais explorados/pesquisados do sistema-solo.

A ocorrência, abundância e diversidade dos grupos de organismos é essencial para a funcionalidade do sistema-solo, uma vez que diferentes organismos, com características fisiológicas e ecológicas múltiplas, desempenham papéis que se completam e se sobrepõem, garantindo a ocorrência de processos indispensáveis no sistema-solo frente às variações do ambiente (BEVER et al., 2012; MIRANSARI, 2013). Assim, redução ou perdas nas comunidades de organismos que habitam o solo podem comprometer sua funcionalidade.

As relações entre as variações ambientais (gradiente de oxigênio, propriedades químicas etc.) e a comunidade microbiana não influem apenas sobre a estruturação das comunidades, como também, na regulação das muitas funções do solo desempenhadas por microrganismos, como a decomposição de matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a contribuição na formação e



sedimentação do solo (propriedades físicas), a transformação de minerais e metais, a degradação de compostos fenólicos e xenobiontes e o controle biológico de pragas e fitopatógenos por meio da liberação de compostos com atividade microbiana (JUAREZ et al., 2013).

A ocorrência de habitats entre diferentes solos ou dentro do mesmo solo é estritamente relacionada ao nível de heterogeneidade no sistema. Portanto, a heterogeneidade no sistema-solo influenciará, diretamente, na abundância e diversidade dos microrganismos que o colonizarão (JUAREZ et al., 2013; VAN LEEUWEN et al., 2019). Além disso, um conjunto de fatores abióticos ambientais (temperatura, disponibilidade de água, faixa de pH, potencial redox, características atmosféricas, fontes nutricionais etc.) também está relacionado à biodiversidade de um solo, influenciando sobre o desenvolvimento de comunidades microbianas, a dinâmica populacional e relações ecológicas dos microrganismos de solo (BEVER et al., 2012). Nos próximos tópicos serão abordados os grupos funcionais de microrganismos de solo e as funções essenciais que estes desempenham no sistema-solo.

Grupos funcionais de microrganismos de solo

A complexidade do sistema-solo tem sido cada vez mais explorada e compreendida através do aumento exponencial de pesquisas sobre o tema nas últimas cinco décadas. Uma ampla gama de promotores das alterações no solo já é conhecida e estudada, como o crescimento populacional, os avanços na urbanização e mudanças climáticas. Esses agentes têm gerado mudanças na condição saudável do solo e diminuído o potencial de fornecimento de bens e serviços por parte do ecossistema (FAO, 2005). A preservação do solo contra diversas causas de degradação (processos erosivos, compactação, salinização, contaminações de múltiplas ordens, decréscimo nas taxas de matéria orgânica, e deslizamentos de material rochoso) vem se tornando foco, não somente pela crescente consideração às causas ambientais, mas, sobretudo, por influir diretamente na economia e sustentabilidade das funções do solo a longo prazo (VAN LEEUWEN et al., 2019).

Objetivando agrupar e classificar o que se entende acerca da relação entre solo e ecossistemas, a classificação Corine para mapeamento da cobertura de terra (CLC) propõe que ecossistemas incluem espaços urbanos, área de plantações e pastagens, florestas, terras com vegetação esparsa, bosques e zonas úmidas como brejos (BALADO et al., 2018; BURKHARD et al., 2018). A



heterogeneidade acentuada de características físico-químicas do solo leva à heterogeneidade de habitats e, conseqüentemente, da colonização por microrganismos. Aproximadamente 1010 células bacterianas e uma diversidade até a ordem de 104 espécies podem ser abrigadas por grama de solo (JOERGENSEN; WICHERN, 2018; VAN LEEUWEN et al., 2019). A amplitude da biodiversidade encontrada no solo reflete um extenso espectro de papéis funcionais e indispensáveis no equilíbrio de um ecossistema. Os organismos encontrados no solo podem ser divididos em três principais grupos funcionais: reguladores biológicos, engenheiros químicos e engenheiros ecossistêmicos (VAN LEEUWEN et al., 2019). Bactérias e fungos são considerados engenheiros químicos por atuarem na decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes prontamente disponíveis à nutrição vegetal e regulação de cerca de 90% do fluxo energético no sistema-solo. Tais microrganismos exercem papel indispensável para processos de biorremediação do solo, detendo de vias metabólicas e co-metabólicas capazes de realizar a degradação de produtos químicos tóxicos, com destaque para pesticidas, comumente relatados como causadores de significativas contaminações nos agroecossistemas (VAN LEEUWEN et al., 2019).

Os **reguladores biológicos**, por sua vez, atuam sobre a dinâmica populacional do sistema, na regulação das espécies vegetais, microrganismos e invertebrados através das relações ecológicas de herbivoria, predação ou parasitismo. São compreendidos por populações de pequenos invertebrados como vermes e nematoides, ácaros e colêmbolos (POTAPOV et al., 2017; ROY et al., 2018).

Por fim, os **engenheiros de ecossistema** são encarregados da modificação física das partículas do solo, disponibilização regulada de recursos para demais espécies presentes no ecossistema, conservando a estrutura do solo através da formação de redes de poros, agregados, bioestruturas e transporte de partículas ao longo do perfil de solo. São capazes de regular, de forma indireta, a disponibilidade dos recursos, dado que as estruturas do solo passam a concentrar a atividade microbiana e a afetar a infiltração e distribuição de água no sistema-solo. Este grupo é constituído de anelídeos diversos, artrópodes como formigas e cupins e pequenos mamíferos (SACCÁ et al., 2017; JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

As **comunidades microbianas**, conhecidas por serem unidades funcionais nos ecossistemas, desempenham papel fundamental como engenheiros químicos.



Contudo, também podem exercer as funções de reguladores biológicos e engenheiros de ecossistema. Microrganismos são sumariamente denotados como membros dos reinos *Archaea* e *Bacteria*, organismos eucariontes microscópicos (*Eukarya*), como algas unicelulares, protistas e fungos (JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

Levantamento microbianos do solo surpreendem pela diversidade e podem indicar que as tecnologias das quais dispomos atualmente devem ser incessantemente exploradas para o alcance máximo da compreensão acerca da biodiversidade de microrganismos de solo (HUANG et al., 2019). A biomassa microbiana é encontrada na rizosfera do solo em tamanha abundância, ultrapassando, ao menos, em três ordens de magnitude a biomassa contida no solo a granel (JOERGENSEN; WICHERN, 2018). O aumento da atividade de microrganismos, conhecido por “efeito rizosfera”, se deve à alimentação dos chamados rizodepósitos (constituídos por nutrientes, células vegetais, exsudatos e mucilagens liberados pelas raízes das plantas) por bactérias, arqueias, oomicetos, fungos e vírus (JOERGENSEN; WICHERN, 2018). Em contrapartida, é levado em consideração que a nutrição vegetal é expressiva e diretamente afetada pela composição da microbiota na rizosfera (BURGES et al., 2017). Apesar da possibilidade de exploração das complexas comunidades microbianas no ecossistema ser uma realidade na última década, a relação entre a biodiversidade de microrganismos presentes no solo e funcionamento dos serviços ecossistêmicos (SE) prestados pela microbiota ainda não é totalmente elucidada (BURGES et al., 2017).

Os **serviços ecossistêmicos (SE)** foram inicialmente categorizados no final da década de 90, ao ser estimado economicamente o seu valor global como duas vezes o valor do produto nacional bruto de todo o mundo (COSTANZA et al., 1997; SLOOTWEG, 2021). Dez anos mais tarde, com a primeira Avaliação Ecossistêmica do Milênio, foi gerado um relatório em grande escala destinado à avaliação das consequências oriundas das mudanças no ecossistema para a humanidade e forneceu base científica para a melhoria das ações de conservação e uso sustentável de ecossistemas (MEA, 2005). Através do relatório do MEA, quatro principais categorias de serviços ecossistêmicos foram propostas: de regulamentação, de apoio, de provisionamento e culturais. A partir de então, outras classificações passaram a ser propostas por vários pesquisados a nível global, mantendo-se, na maioria das vezes, os serviços ecossistêmicos de



regulação, de apoio e de provisionamento, que serão abordados separadamente na sequência (SACCÁ et al., 2017; JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

Serviços de Regulação

Os serviços de regulação que são fornecidos por microrganismos de solo compreendem, em sua maioria, os processos ecossistêmicos, visando garantir regulações a nível de clima, de purificação de ambientes aquáticos, de incidência de pragas e doenças e de biorremediação de poluentes orgânicos. A seguir serão abordados os serviços de regulação desempenhados por microrganismos: a regulação do clima, regulação e purificação da água, a regulação de doenças e pragas, e a biodegradação de resíduos orgânicos e de xenobióticos no perfil de solo.

A **regulação do clima** do solo por parte da microbiota depende muito do uso de terra e intensificação, que demonstrou ter um impacto profundo na capacidade do solo para armazenar emissões de carbono (FISHER et al., 2010), que envolve potenciais consequências ecológicas e econômicas. Por outro lado, um *feedback* positivo sobre as alterações climáticas é criado pela aceleração, induzida pela temperatura, das taxas de atividade microbiana heterotrófica (HUANG et al., 2019). O último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas estabelece que as altas emissões de carbono levam, principalmente, a impactos negativos para os serviços ecossistêmicos desempenhados por microrganismos no solo (IPCC, 2014). O impacto de altos níveis de dióxido carbono é essencialmente maior sobre a estrutura das comunidades bacterianas do que sobre comunidades de fungos e nematoides, e sua resposta pode depender do tipo de sistema de manejo e do uso de nutrientes no solo (DRIGO et al., 2007). A regulação do clima abrange um dos mais relevantes SE proporcionados pela ação de microrganismos do solo, posto que bactérias e fungos, principalmente, são capazes de desempenhar função-chave nas trocas de carbono (C) na atmosfera da Terra (SACCÁ et al., 2017; JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

A **regulação e purificação da água** por microrganismos do solo são serviços responsáveis pelo desempenho do solo como filtro e tanque de armazenamento, purificando a água à medida que passa pelo substrato do solo e armazenando-a para a absorção pelas plantas (SACCÁ et al., 2017). Um estudo recente avaliou que os serviços ecossistêmicos reais usados para a purificação de água na Europa valem 16 bilhões de euros por ano (LA NOTTE et al., 2017). Uma vez que os



microrganismos passam pelo solo, os mesmos desempenham papel na purificação da água principalmente devido à sua capacidade de degradar vários poluentes. Por exemplo, a bactéria, degradadora de herbicida, *Rhodococcus wratislaviensis* foi detectada em amostras de solo e água subterrânea de aquíferos, indicando que tem potencial para desintoxicar sistemas solo-água contaminados (FAJARDO et al., 2019). Além disso, os microrganismos do solo podem afetar indiretamente a permeabilidade da água, alterando assim a quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo (VAN LEEUWEN et al., 2019).

A **regulação de doenças e pragas** fornecida por microrganismos de solo num ecossistema refere-se a controlar direta, ou indiretamente, doenças patogênicas por meio de mecanismos múltiplos. Antagonismo, competição, interferência com sinais de patógenos ou plantas hospedeiras foram demonstrados em várias bactérias do solo (por exemplo, *Streptomyces*, *Pseudomonas* e *Bacillus*) e espécies fúngicas (como *Trichoderma*, *Fusarium*). Comparado com ecossistemas simples, resistir à invasão de espécies exóticas é outra função importante de suporte de vida fornecida pela biodiversidade de ecossistemas microbianos terrestres (JOERGENSEN; WICHERN, 2018). Em condições não estressantes, a unidade da comunidade é determinante da resistência e mantém a função no ecossistema (ROY et al., 2018). O conhecimento sobre o potencial de organismos ecologicamente benéficos para fornecer serviços ecossistêmicos pode ser explorado como uma alternativa eficaz ao uso de pesticidas na agricultura, mas, quando os agentes de controle biológico são liberados em condições de campo, especialmente no controle de doenças de plantas lenhosas, muitas limitações ainda são observadas, como a necessidade de um microclima específico para a ação dos microrganismos (BLAYA et al., 2016). O uso de aditivos orgânicos pode melhorar os serviços ecossistêmicos relacionados à decomposição da matéria orgânica e à redução de patógenos transmitidos pelo solo. Compostos inibidores de patógenos têm sido usados para controlar doenças de plantas, modificando a microbiota (BLAYA et al., 2016), melhorando a capacidade de inibição do solo, que é a capacidade natural do solo para inibir os microrganismos. Compostos supressores de fitopatógenos têm sido utilizados para o controle de doenças de plantas através da alteração da microbiota capaz de aumentar supressividade (capacidade natural em suprimir e conter o desenvolvimento de uma doença) do sistema-solo (BLAYA et al., 2016; VIDA et al., 2016). As bactérias mais dinâmicas e eficazes associadas à supressão de doenças no solo pertencem aos grupos de Firmicutes e γ -, β -



Proteobacteria (Pseudomonadaceae, Burkholderiaceae, Xanthomonadales), enquanto o filo Ascomycota é o considerado o mais ativo entre os fungos (WELLER et al., 2002; VIDA et al. 2016; BLAYA et al. 2016; VAN LEEUWEN et al., 2019).

Curiosamente, um questionário sobre a consciência de agricultores sobre os serviços ecossistêmicos em solos cultivados mostrou que, dentre uma série de serviços selecionados (como, por exemplo, a manutenção e liberação de água e nutrientes, regulação da função climática e atenuação natural), a supressão natural de doenças causadas por fitopatógenos deteve de maior relevância. A supressão foi, portanto, considerada o mais importante serviço ecossistêmico desempenhado pela microbiota do solo (RUTGERS et al., 2018; VAN LEEUWEN et al., 2019).

A **biodegradação de resíduos orgânicos e de xenobióticos** é um serviço ecossistêmico fornecido pela microbiota de significativo impacto econômico, uma vez que a contaminação do solo é uma ameaça grave ao funcionamento de processos no sistema-solo (SACCÁ et al., 2017). As fontes de contaminação do solo mais recorrentes são: atividades industriais, práticas agrícolas diversas, mineração, operações nucleares e a eliminação inadequada e descontrolada de resíduos. A atenuação natural de contaminantes se dá através de uma ampla gama de transformações físico-químicas (como diluição, adsorção, volatilização e dispersão de substâncias) e biológicas (mineralização e estabilização de compostos) que sob condições favoráveis e ausência de ação antrópica, atuam reduzindo a mobilidade, toxicidade, concentração e volume de contaminantes. A avaliação da capacidade da microbiota em degradar poluentes pode ser estudada em microcosmos (ambientes controlados de simulação do sistema-solo, por exemplo, em vasos mantidos em casa de vegetação) ou a campo, diretamente atuando sobre um problema de contaminação (BURGES et al., 2018).

O metabolismo microbiano pode utilizar de produtos químicos como fonte de energia, N, C, dentre outros nutrientes ou componentes estruturais de enzimas constitutivas. Agindo como força de seleção, a exposição a contaminantes pode desencadear uma maior capacidade de degradação por parte dos microrganismos (JOERGENSEN; WICHERN, 2018). Muitas pesquisas em laboratório identificaram com êxito cepas bacterianas específicas capazes de transformar contaminantes. Por exemplo, estudos acerca da utilização de *Pseudomonas fluorescens* Slim15 atestam potencial para a biorremediação de ambientes contaminados por altas concentrações de metais pesados, sendo de uso promissor



para no caso ‘Brumadinho’, rompimento de barragem que ocorreu em 2019 no município de Brumadinho, Minas Gerais, Brasil (DE CASTRO et al., 2020). Contudo, a contaminação do solo pode ser devido a misturas de contaminantes diversos e, portanto, complexa de ser biorremediada fazendo-se uso de apenas um microrganismo degradante, requerendo várias espécies com vias de degradação diversas, tanto aeróbicas quanto anaeróbicas (BURGES et al., 2017; SACCÁ et al., 2017). Outro fator influente é a fertilidade do solo, dado que a degradação microbiana de contaminantes pode ser estimulada pelo conteúdo de nutrientes presentes no sistema-solo.

Com o avanço de ferramentas da biologia molecular, abordagens da genômica do ambiente com base na identificação de espécies de microrganismos e de genes catabólicos envolvidos na degradação de xenobióticos se tonaram possíveis. Assim, se tornou possível o mapeamento de bioindicadores (espécies de microrganismos) e biomarcadores (genes expressos nos bioindicadores) para uso como ferramentas de monitoramento da qualidade de um ecossistema e determinação da necessidade da utilização de técnicas biorremediadoras (SACCÁ et al., 2017; JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

Serviços de Apoio

Os serviços de apoio são aqueles capazes de sustentar as funções do ecossistema, mas que não são usufruídos diretamente por humanos. Para exemplificar, são serviços de apoio a ação de comunidades microbianas na formação do solo, ciclagem de água e de nutrientes, produção primária e como habitat favorecedor da biodiversidade local. Os microrganismos do solo são considerados impulsionadores da diversidade e produtividade das plantas num agroecossistema e a manipulação das comunidades microbianas por meio de inoculação artificial pode ser empregada como estratégia de restauração ecossistêmica em ambientes terrestres degradados (DOORNBOS et al., 2011). A produtividade das plantas de dado agroecossistema pode ser estimulada através de múltiplos mecanismos em contextos de alta diversidade microbiana, influenciando no aumento da exploração do solo pelo sistema radicular e condições de rizosfera. Alguns exemplos de microrganismos capazes de estimular a produtividade de uma planta são as bactérias dos gêneros *Agrobacterium* sp., *Arthrobacter* sp., Firmicutes (*Bacillus* spp.), *Pseudomonas* sp. (DOORNBOS et al., 2011).

Outro importante grupo a ser abordado como prestadores de serviços de apoio são as bactérias simbióticas fixadoras de N dos gêneros *Frankia* sp.



(*Actinobacteria*) e *Rhizobium* spp. (α -*Proteobacteria*). Bactérias de vida livre e dos gêneros *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Klebsiella* spp. e algumas espécies de cianobactérias são onipresentes em ecossistemas terrestres e também contribuem para a fixação de N e para a qualidade do ar atmosférico (SACCÁ et al., 2017; JOERGENSEN; WICHERN, 2018).

Muitas espécies de bactérias (*Frankia*, *Pseudomonas* e *Streptomyces* sp.) e fungos do gênero *Aspergillus* sp. também são capazes de produzir compostos quelantes de Ferro, gerando acréscimo na disponibilidade deste elemento na rizosfera para as plantas. A solubilização de fosfato, macronutriente muitas vezes encontrado em baixas quantidades nos solos brasileiros, também foi constatada como capacidade dos gêneros de bactérias *Agrobacterium* sp., *Bacillus* sp. e *Paenibacillus* sp. e fungos *Aspergillus* sp. e *Penicillium* sp. Tais potencialidades abordadas são aplicáveis na biofertilização de solos e na fitorremediação (de solos contraminados por metais pesados) assistida por microrganismos de solo (CAMPILLO-CORA et al., 2021) Além disso, as relações entre plantas e rizobactérias também são capazes de influir sobre estresses abióticos (temperaturas extremas, seca, alta salinidade, toxicidade de metais pesados e deficiência de nutrientes), mitigando-os (SUBIRAMANI et al., 2020).

Serviços de Provisionamento

Os serviços de provisionamento prestados por microrganismos no solo incluem a disponibilidade de produtos obtidos no ecossistema, como fontes de alimento, água, fibras, combustível, recursos genéticos, produtos químicos, medicamentos (biofarmacêutica). Dentre os microrganismos de solo, os colonizadores da rizosfera são uma importante fonte biológica de substâncias biologicamente ativas (como antibióticos, biossurfactantes, enzimas e substâncias osmoprotetoras). Os antibióticos produzidos por microrganismos do solo podem apresentar novos usos, como o farmacêutico, sendo uma fonte importante de recursos/compostos para lidar com o rápido desenvolvimento de bactérias patogênicas multirresistentes a antibióticos em humanos (ETESAMI; MAHESHWARI, 2018). A participação múltipla de espécies bacterianas na regulação, suporte e prestação de serviços indica que muitos desses serviços não podem ser estritamente classificados (SACCÁ et al., 2017).



Microrganismos do solo como bioindicadores ambientais

Vários indicadores biológicos, propostos por estudos nas últimas décadas, são utilizados para o levantamento da saúde do solo (GRIFFITHS, 2018; VAN LEEUWEN et al., 2019). Os indicadores biológicos potenciais devem ser mensuráveis, econômicos, relacionados a políticas, sensíveis a mudanças e fáceis de usar (GRIFFITHS, 2018). Nesse caso, a resposta microbiana merece atenção especial. Na verdade, a maioria dos microrganismos do solo atende aos critérios que podem ser usados como um indicador valioso da qualidade do solo: eles são sensíveis à gestão da terra e do clima e estão relacionados às funções do solo e do ecossistema, indicando que as decisões de gestão da terra estão relacionadas à saúde e à produtividade (SACCÁ et al., 2017).

As funções ecossistêmicas, como as interações ambientais em habitats biodiversos e a produção de alimentos e fibras, têm sido usadas como indicadores para monitorar a qualidade do solo. Através de uma abordagem multicamadas, um conjunto de genótipos, fenótipos e/ou indicadores biológicos com níveis funcionais foram selecionados como bioindicadores: processos bioquímicos, estrutura do solo e das comunidades microbianas de biomassa, respiração do solo, taxa de C cíclico (VAN LEEUWEN et al., 2019). Além disso, um estudo recente usando este método mostrou que os indicadores de função do ecossistema relacionados aos serviços de regulação da água, quelação e fornecimento de nutrientes incluirão genes microbianos funcionais (GRIFFITHS, 2018).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

A função dos microrganismos de solo no crescimento e saúde das plantas tem sido amplamente reconhecida. Contudo, os serviços ecossistêmicos relacionados à parte biológica do solo são geralmente subestimados porque são considerados distantes do mercado e economicamente incertos. Os serviços terrestres, por si só, respondem por mais da metade do valor total dos serviços ecossistêmicos globais. Contudo, são necessárias pesquisas acerca da compreensão das relações entre o manejo do solo, a saúde do solo e os serviços/benefícios gerados ao ecossistema num contexto econômico. Portanto, para atingir estandartes assertivos e viáveis de conservação de solo, avaliações confiáveis de risco ambiental também devem considerar e ponderar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela microbiota do solo.



REFERÊNCIAS

- BALADO, J.; ARIAS, P.; DÍAZ-VILARIÑO, L.; GONZÁLEZ-DESANTOS, L. M. Automatic CORINE land cover classification from airborne LIDAR data. **Procedia Computer Science**, Berkeley, v. 126, p. 186-194, 2018.
- BEVER, J. D.; PLATT, T. G.; MORTON, E. R. Microbial population and community dynamics on plant roots and their feedbacks on plant communities. **Annual Review of Microbiology**, Palo Alto, v. 66, p. 265-283, 2012.
- BLAYA, J.; MARHUENDA, F. C.; PASCUAL, J. A.; ROS, M. Microbiota characterization of compost using omics approaches opens new perspectives for *Phytophthora* root rot control. **PLoS One**, San Francisco, v. 11, n. 8, p. e0158048, 2016.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 716 p.
- BURGES, A.; ALKORTA, I.; EPELDE, L.; ARBISU, C. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. **International Journal of Phytoremediation**, Philadelphia, v. 20, n. 4, p. 384-397, 2018.
- BURKHARD, B.; SANTOS-MARTIN, F.; NEDKOV, S.; MAES, J. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). **One Ecosystem**, Sofia, 2018. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>.
- CAMPILLO-CORA, C.; SOTO-GÓMEZ, D.; ARIAS-ESTÉVEZ, M.; BÅÅTH, E.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. Bacterial community tolerance to Cu in soils with geochemical baseline concentrations (GBCs) of heavy metals: Importance for Pollution Induced Community Tolerance (PICT) determinations using the leucine incorporation method. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 155, p. 108157, 2021.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.



DE CASTRO, D. C. M.; CAMPOS, A. C. V.; DA CRUZ SILVA, S.; QUINTELLA, C. M.; DOS SANTOS, S. C. Tolerância a metais pesados e produção de surfactante por *Pseudomonas fluorescens* Slim15. **Scientia Plena**, Sergipe, v. 16, n. 10, out. 2020.

DOORNBOS, R. F.; VAN LOON, L. C.; BAKKER, P. A. H. M. Impact of root exudates and plant defense signaling on bacterial communities in the rhizosphere: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 32, n. 1, p. 227-243, 2012.

DRIGO, B.; KOWALCHUK, G. A.; YERGEAU, E.; BEZEMER, T. M.; BOSCHER, H. T.; VAN VEEN, J. A. Impact of elevated carbon dioxide on the rhizosphere communities of *Carex arenaria* and *Festuca rubra*. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 11, p. 2396-2410, 2007.

ETESAMI, H.; MAHESHWARI, D. K. Use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) with multiple plant growth promoting traits in stress agriculture: Action mechanisms and future prospects. **Ecotoxicology and environmental safety**, New York, v. 156, p. 225-246, 2018.

FAJARDO, C.; COSTA, G.; NANDE, M.; BOTÍAS, P.; GARCÍA-CANTALEJO, J. MARTÍN, M. Pb, Cd, and Zn soil contamination: monitoring functional and structural impacts on the microbiome. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 135, p. 56-64, 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO, Status of the World's Soil Resources (SWSR). **Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils**. Rome, 2005. 648 p.

GRIFFITHS, B S. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for landscape monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. **In: Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири**. 2018. p. 382-387.

HUANG, C.; ZHOU, Z.; PENG, C.; TENG, M.; WANG, P. How is biodiversity changing in response to ecological restoration in terrestrial ecosystems? A meta-analysis in China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 650, p. 1-9, 2019.



IPCC. Climate change 2014 synthesis report. *In*: PACHAURI, R. K.; MEYER, L. A. (eds.). **Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Geneva, 2014. 151 p.

JOERGENSEN, R. G.; WICHERN, F. Alive and kicking: why dormant soil microorganisms matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 116, p. 419-430, 2018.

JUÁREZ, M. F. D.; WALDHUBER, S.; KNAPP, A.; PARTL, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; INSAM, H. Wood ash effects on chemical and microbiological properties of digestate-and manure-amended soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 49, n. 5, p. 575-585, 2013.

LA NOTTE, A.; MAES, J.; DALMAZZONE, S.; CROSSMAN, N. D.; GRIZZETTI, B.; BIDOGLIO, G. Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe: A case study for in-stream nitrogen retention. **Ecosystem Services**, Wageningen, v. 23, p. 18-29, 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: synthesis, 2005. 155 p.

MIRANSARI, M. Soil microbes and the availability of soil nutrients. **Acta Physiologiae Plantarum**, London, v. 35, n. 11, p. 3075-3084, 2013.

POTAPOV, A. M.; GONCHAROV, A. A.; SEMENINA, E. E.; KOROTKEVICH, A. Y.; TSURIKOV, S. M.; ROZANOVA, O. L.; ANICHKIN, A. E.; ZUEV, A. G.; SAMOYLOVA, E. S.; SEMENYUK, I. I.; YEVDOKIMOV, I. V.; TIUNOV, A. V. Arthropods in the subsoil: abundance and vertical distribution as related to soil organic matter, microbial biomass and plant roots. **European Journal of Soil Biology**, Mountrouge, v. 82, p. 88-97, 2017.

RAYMOND, J.; SIEFERT, J. L.; STAPLES, C. R.; BLANKENSHIP, R. E. The natural history of nitrogen fixation. **Molecular Biology and Evolution**, Chicago, v. 21, n. 3, p. 541-554, 2004.

ROY, S.; ROY, M. M.; JAISWAL, A. K.; BAITHA, A. Soil arthropods in maintaining soil health: thrust areas for sugarcane production systems. **Sugar Tech**, New Delhi, v. 20, n. 4, p. 376-391, 2018.

RUTGERS, M.; VAN WIJNEN, H. J.; SCHOUTEN, A. J.; MULDER, C.; KUITEN, A. M. P.; BRUSSAARD, L.; BREURE, A. M. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of



four arable farms. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 415, p. 39-48, 2012.

SACCÁ, M. L.; CARACCILO, A. B.; DI LENOLA, M.; GRENNI, P. Ecosystem services provided by soil microorganisms. *In: Soil biological communities and ecosystem resilience*. Cham: Springer, 2017. p. 9-24.

SLOOTWEG, R. Ecosystem services in strategic environmental assessment: an integrating concept in a world of silos. *In: Handbook on strategic environmental assessment*. Northampton: Edward Elgar Publishing, 2021.

SUBIRAMANI, S.; RAMALINGAM, S.; MUTHU, T.; NILE, S. H.; VENKIDASAMY, B. Development of abiotic stress tolerance in crops by plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR). *In: Phyto-Microbiome in Stress Regulation*. Singapore: Springer, 2020. p. 125-145.

VAN LEEUWEN, J. P.; CREAMER, R. E.; CLUZEAU, D.; DEBELJAK, M.; GATTI, F.; HENRIKSEN, C. B.; KUZMANOVSKI, V.; MENTA, C.; PÉRÈS, C. P.; SABY, N. P. A.; TRAJANOV, A.; TRINSOUTROT-GATTIN, I.; VISIOLI, G.; RUTGERS, M. Modeling of soil functions for assessing soil quality: Soil biodiversity and habitat provisioning. **Frontiers in Environmental Science**, Lausanne, v. 7, p. 113, 2019.

VIDA, C.; BONILLA, N.; DE VICENTE, A.; CAZORLA, F. M. Microbial profiling of a suppressiveness-induced agricultural soil amended with composted almond shells. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 7, p. 4, 2016.

WELLER, D. M.; RAAIJMAKERS, J. M.; GARDENER, B. B. M.; THOMASHOW, L. S. Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. **Annual Review of Phytopathology**, v. 40, n. 1, p. 309-348, 2002.



Interação água, solo e planta

Darlane Priscila Franco de Oliveira

INTRODUÇÃO

O solo tem o importante papel de dar suporte à vida na Terra. Ele abriga as águas, as plantas, os microrganismos, os animais, os seres humanos e suas edificações. Portanto, trata-se de um recurso fundamental à manutenção da vida, de modo que suas relações com outros elementos naturais devem ser compreendidas visando sua conservação e seu uso de acordo com suas potencialidades.

O solo participa ativamente da formação e manutenção da atmosfera, promove o sequestro de carbono, é morada de inúmeros animais, os quais constituem a biota (SILVA et al., 2021) e substrato no qual as plantas desenvolvem suas raízes e absorvem água e nutrientes. Desta forma, é parte de um complexo ecológico chamado interação solo-planta-atmosfera (SSPA), inicialmente reconhecido como *continuum* físico nos estudos de Gardner (1960) e Philip (1966).

O SSPA engloba uma série de processos complexos que se inter-relacionam com atributos físicos, químicos e biológicos do solo, da água, da planta e da atmosfera. As trocas entre a superfície terrestre e a atmosfera ocorrem ao longo dos ciclos de, praticamente, todos os elementos biogeoquímicos, como água, carbono, nitrogênio, metano, compostos orgânicos voláteis, entre outros. Tais ciclos são fundamentais para o funcionamento do sistema terrestre, definindo padrões de clima, vegetação e solos (BORMA et al., 2015).

Nas diversas condições climáticas do globo terrestre, a água está presente nas fases líquida e de vapor em todas as partes do sistema solo-planta-atmosfera (VILLA NOVA et al.; 1996). O princípio universal que opera ao longo de todo o sistema é que o fluxo de água sempre ocorre da região de maior potencial (maior energia) para a região de menor potencial (menor energia) (BORMA et al., 2015).

A maior parte da água precipitada sobre a superfície terrestre acaba retornando para a atmosfera por meio da evapotranspiração, ou seja, pela evaporação direta da água no solo e pela transpiração das plantas (SCHERER-WARREN, 2012).



A água interfere na fotossíntese líquida, na produtividade e o crescimento. O potencial hídrico do solo e do tecido vegetal são importantes para a atividade fisiológica da planta, e o estado da água da atmosfera é significativo por sua influência na taxa de perda de água da superfície da planta (HALL; KAUFMANN, 1975).

O conhecimento do conteúdo e dinâmica de água no solo, na planta e na atmosfera é fundamental para diversas áreas como biologia, agricultura, silvicultura, hidrologia e engenharias. Além disso, é fator determinante para a produção vegetal, sendo considerado essencial para tomada de decisão quanto a culturas e regiões passíveis de serem exploradas, bem como, é subsídio para melhorar o manejo em áreas já cultivadas (JERSZURKI, 2016).

As transferências de água associadas à fase fluida do solo são fenômenos rápidos que exercendo uma influência determinante sobre as condições e os ritmos de crescimento das plantas afetam a sua evolução e as suas características. A maioria dos fenômenos rápidos no solo decorrem da interação solo-planta ou pela ação de agentes atmosféricos como a chuva ou as trocas térmicas (SANTOS et al., 2017). Em função de tais relações, os estudos sobre a água no solo estão associados ao sistema planta-atmosfera.

Dependendo da área de interesse, a descrição do funcionamento do sistema solo-planta-atmosfera pode assumir diferentes formatos e ênfases (BORMA et al., 2015). Desta forma, entender os princípios básicos que regem o dinamismo do solo – planta – atmosfera, tendo o solo como elemento fundamental na ocorrência desta interação é essencial para pesquisas que tangem a conservação do solo.

Relação solo - água

O solo é um meio natural multifásico que possui partes sólidas, líquidas e gasosas, formado por materiais minerais e orgânicos (Figura 1) que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais da Terra (EMBRAPA, 2006).

As características da fase sólida do solo, englobam seus atributos físicos como textura, estrutura, arranjo e tamanho das partículas, que afetam diretamente a capacidade de absorção de água pela planta, pois estão ligadas à capacidade do solo de armazenar água e transportá-la para a superfície das raízes (COELHO FILHO et al., 2011; VILLA NOVA et al.; 1996).



A fase líquida do solo, é usualmente abordada sob dois aspectos: o aspecto quantitativo, que diz respeito a quantidade de água existente no solo, seu movimento em função de gradientes de energia, permeabilidade de solo (água do solo). No segundo aspecto, a fase líquida é avaliada qualitativamente, analisando os íons dissolvidos e os efeitos de sua concentração, denominada solução do solo (PEREZ et al., 2015).

O restante do espaço é preenchido pela fase gasosa, o ar do solo, no qual um componente de extrema importância é o vapor d'água, geralmente em equilíbrio com a água líquida (VILLA NOVA et al.; 1996).

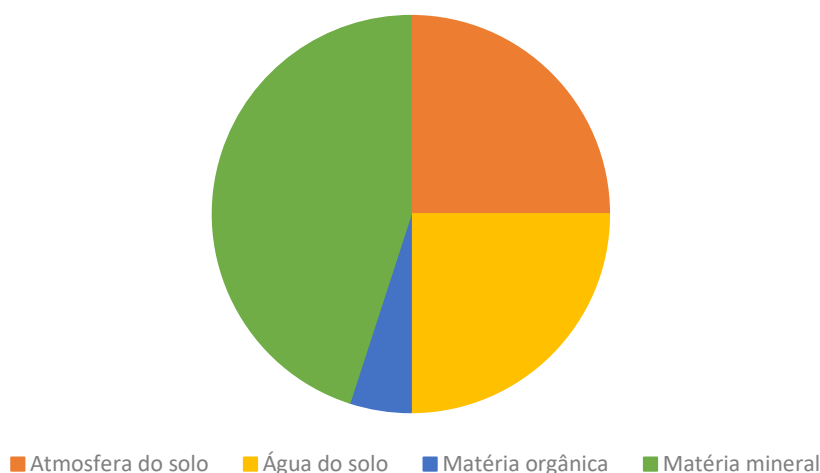


Figura 1. Fases do solo.

Fonte: Adaptado de SANTOS et al., 2017

A fase líquida no solo chega por meio da infiltração da água da chuva ou água de irrigação. Parte desta água retorna à atmosfera por evaporação e transpiração das plantas, parte acumula-se nos lençóis freáticos e outra parte fica retida no solo por forças de atração entre as moléculas de água e as partículas de solo, ou seja, através do potencial matricial (YOSHIOKA; LIMA, 2004).

De acordo com estas forças matriciais (adsorção e capilaridade) a água pode ser classificada em: gravitacional, livre, contida na macroporosidade do solo; água capilar, retida por força capilar, contida nos microporos do solo (interface água-ar) e; água adsorvida nos coloides do solo, não disponível para as plantas (GLOAGUEN et al., 2009).

Em termos qualitativos, logo após a drenagem livre em solos saturados no campo, as forças capilares são dominantes e à medida que o solo seca a adsorção vai adquirindo maior importância (LIBARDI, 2010). Esse fator, faz com que a força matricial presente no solo, retenha a água e interfira nos movimentos



ascendente (evaporação, absorção pelas raízes e, indiretamente, transpiração) e descendente (distribuição e drenagem) (COELHO FILHO et al., 2011).

Para compreender o transporte de água no solo, é preciso conhecer o conceito do Potencial da Água (Ψ_w), que se trata do potencial químico da água em relação ao seu estado de referência que é a água pura à pressão atmosférica ($\Psi = 0$). Este conceito representa o estado de energia livre da água, de modo que a mesma se desloca do meio de maior potencial (maior energia) para o meio de menor potencial hídrico (menor energia).

O potencial hídrico no solo ou na planta governa todos os processos de transporte de água no sistema solo-planta-atmosfera (COUTO; SANS, 2002).

De acordo com Coelho Filho et al. (2011) somente os componentes do potencial que variam com a posição do solo devem ser levados em consideração. Portanto o transporte de água no solo ocorre como resultado das diferenças dos potenciais de pressão (Ψ_p), gravitacional (Ψ_g) e osmótico (Ψ_o) (equação 1). Desta forma, à medida que o solo perde umidade, menor (mais negativo) será seu potencial hídrico.

$$\Psi_w = \Psi_p + \Psi_g + \Psi_o \quad (1)$$

Sendo:

Ψ_w = potencial hídrico do solo.

Além do potencial da água no solo, é fundamental a quantificação do volume de água disponível para as plantas e os limites de capacidade de armazenamento de cada solo. Para determinação da umidade são utilizados métodos de quantificação direta e indireta; os diretos, são aplicados considerando os métodos gravimétricos como padrão, enquanto os indiretos baseiam-se em propriedades químicas ou físicas do solo, conforme a quantidade de água (ROMANO, 2017).

Relação solo-planta-atmosfera (SSPA)

As plantas são um elemento essencial para o SSPA e por meio delas grandes quantidades de água podem ser transferidas do solo para a atmosfera, as quais, em geral, muito maiores do que as que seriam transferidas em um sistema composto unicamente por solo-atmosfera (BORMA et al., 2015). A umidade presente no solo é que irá fornecer a água que se movimentará no SSPA, sendo um recurso fundamental do ecossistema para a vegetação, proporcionando a transpiração das plantas (SALEM et al., 2015).



A atmosfera, por sua vez, é fonte de dióxido de carbono e oxigênio, que são indispensáveis para a ocorrência dos processos fisiológicos das plantas. Além disso, ela desempenha função importante no ciclo hidrológico ao funcionar como *dreno* para a água evaporada e/ou transpirada e a fonte natural de reposição hídrica na superfície terrestre pela precipitação (ANGELOCCI, 2002).

Quando as plantas superiores assimilam o dióxido de carbono da atmosfera, inevitavelmente perdem água, chegando a transferir 90% da água que absorvem para a atmosfera. A transpiração é a principal forma de absorção passiva da planta, tanto em termos quantitativos (volume de água) quanto em termos de velocidade de transporte por fluxo de massa (VIEIRA et al, 2010).

Para ocorrer o fluxo transpiracional na planta é fundamental que haja um gradiente de potencial da água (Ψ_a) no sistema solo – planta - atmosfera (SSPA). A planta deve ter o potencial hídrico relativamente menor (mais negativo) que o do solo e maior que o potencial hídrico da atmosfera (Figura 2). Desta forma, há uma tendência de que quanto menor o potencial hídrico no solo, menor será o potencial hídrico na planta.

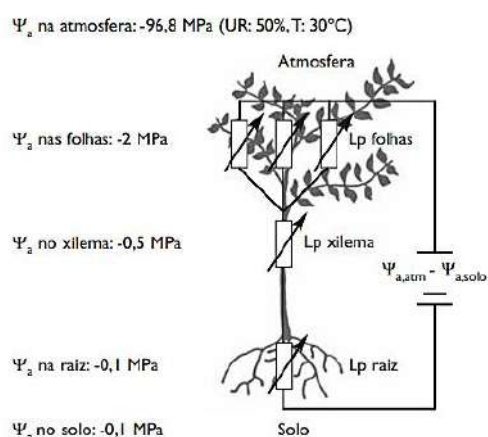


Figura 2. Condutância hidráulica no sistema solo-planta-atmosfera
Fonte: Pimentel, 2004

Os potenciais com maior relevância dentro das plantas são: o osmótico (Ψ_s) e de pressão (Ψ_p) (ROMANO, 2017) e estão representados na equação 2. O potencial de solutos ou potencial osmótico (Ψ_s), representa o efeito de solutos dissolvidos no potencial da água. Os solutos reduzem a energia livre da água. O potencial pressão é a pressão hidrostática da solução (Ψ_p), de forma que pressões positivas aumentam o potencial da água e pressões negativas o diminuem (TAIZ; ZEIGER, 2013).



$$\Psi_w = \Psi_s + \Psi_p \quad (2)$$

Ψ_w = potencial hídrico da planta.

Santos et al. (2017) dividem o fluxo transpiracional em 3 etapas:

- I. A absorção da água do solo pela superfície – epiderme – da raiz e o seu movimento radial até à zona central da mesma;
- II. No centro da raiz encontram-se os vasos especializados – xilema – que se estendem pelo caule até às nervuras das folhas, permitindo o transporte rápido ascendente;
- III. A partir das nervuras (xilema) das folhas, a água segue em direção à sua superfície onde sofre evaporação – transpiração – para a atmosfera.

É importante destacar que somente o gradiente do potencial hídrico não determina o grau de hidratação da planta. Segundo Kramer e Boyer (1995), o estado energético da água na planta resulta da interação da demanda evaporativa atmosférica com o potencial de água no solo, da densidade e distribuição do sistema radicular e de processos fisiológicos.

O contato entre a superfície radicular e o solo é fundamental para a absorção efetiva das raízes, pois proporciona a área de superfície necessária para a absorção de água e é maximizado pelo crescimento das raízes (COELHO FILHO, 2011). A presença de pelos radiculares aumenta significativamente o contato raiz-solo e, portanto, aumenta a captação de água (MCCULLY, 1995).

A condução da água no xilema ocorre em função de uma tensão superficial gerada na parede celular ou na câmara subestomática presente nas folhas, onde a água está evaporando e provocando diminuição do Ψ_w das células vizinhas. A diminuição vai se transferindo célula a célula até o xilema, promovendo assim o movimento da água do xilema para a região onde a água está evaporando. Esta redução do Ψ_w é propagada por meio do xilema até a raiz da planta, resultando na absorção da água da raiz para o xilema, de modo que o Ψ_w da raiz diminui em relação ao solo. Devido ao gradiente de Ψ_w criado entre a raiz e o solo, ocorre a passagem de água do solo para a raiz (KRAMER; BOYER, 1995).



Ressalta-se também que, do solo até os sítios de evaporação nas folhas, o transporte da água ocorre na fase líquida (fluxo de massa) e, dos sítios até a atmosfera, na fase de vapor (difusão) (COELHO FILHO et al., 2011).

As folhas são a principal comunicação da planta com a atmosfera. Os estômatos, são poros na superfície da folha, delimitados por duas células guarda, que controlam a captação de CO_2 para a fotossíntese e a perda concomitante do vapor de água (BAUER et al., 2013). O principal ponto de controle do fluxo transpiracional ocorre por meio dos estômatos, que respondem às variações do Ψ_w tanto do solo quanto da atmosfera (APHALO e JARVIS, 1991).

Por meio da abertura e fechamento dos estômatos, as plantas são capazes de evitar a transpiração ou promovê-la de acordo com as condições do meio. Em condições de maior umidade no solo a planta encontra-se mais hidratada, desta forma, por consequência as células-guarda estarão mais túrgidas (maior pressão de turgor), promovendo a abertura estomática, possibilitando assim que a planta transpire e absorva o CO_2 disponível na atmosfera para utilizá-lo no processo fotossintético.

Por outro lado, a diminuição da umidade do solo causa redução nas taxas de fotossíntese do ecossistema florestal na época seca (MALHI et al., 1998), em função do fechamento estomático que inviabiliza a captação de CO_2 .

Este movimento dos estômatos pode ocorrer em resposta a fatores externos, como falta de água no solo, concentração de água ou CO_2 na atmosfera, ou interno, como a tensão de água no apoplasto foliar ou a necessidade de produção de fotoassimilados para o crescimento e manutenção de determinados órgãos da planta, como os reprodutivos, entre outros (PIMENTEL, 2004).

A eficiência das plantas em limitar a perda de água e concomitantemente absorverem quantidade suficiente de CO_2 para a fotossíntese pode ser estimada pela razão de transpiração (TAIZ et al., 2017). Segundo os mesmos autores, a grande razão entre efluxo de H_2O e o influxo de CO_2 decorre de três fatores:

- I. O gradiente de concentração que aciona a perda de água é cerca de 50 vezes maior que aquele que aciona o influxo de CO_2 . Em grande parte, esta diferença é causada pela baixa concentração de CO_2 no ar (0,04%) e da concentração relativamente alta de vapor dentro da folha;



- II. Por ser uma molécula maior que a da água, o CO_2 tem uma velocidade de difusão no ar 1,6 X mais lenta que a da água;
- III. Antes de chegar ao cloroplasto o CO_2 necessita vencer a resistência da membrana plasmática, citoplasma e envoltório do cloroplasto.

Pode-se dizer, portanto, que o sistema solo-planta-atmosfera consiste em um sistema dinâmico e fisicamente integrado por meio do qual vários fluxos se processam de forma interdependente (BORMA et al., 2015).

Desta forma, conclui-se que o solo, de acordo com suas características físico-químicas, é parte indispensável deste sistema sendo responsável por receber a água vinda da atmosfera, e disponibilizá-la para as plantas que são responsáveis por novamente devolver parte desta água à atmosfera dando continuidade ao sistema solo-planta-atmosfera.

A compreensão do papel desempenhado pelo solo nesse sistema traz embasamento e contribui para o desenvolvimento de ciências aplicadas, como por exemplo a produção agrícola e florestal, técnicas de manejo e conservação do solo e manejo de bacias hidrográficas.

Ressalta-se que o estudo deste sistema envolve diversos mecanismos complexos e específicos que são incapazes de se encerrar em uma única abordagem.



REFERÊNCIAS

- ANGELOCCI, L. R. **Água na planta e trocas gasosas/energéticas com a atmosfera**. Piracicaba: Ed. do autor, 2002. 268 p.
- APHALO, P. J.; JARVIS, P. G. Do stomata respond to relative humidity? **Plant, Cell Environment**, Oxford, v. 14, p. 127- 132, 1991.
- BAUER, H. *et al.* The stomatal response to reduced relative humidity requires guard cell-autonomous ABA synthesis. **Current Biology**, London, v. 23, n. 1, p. 53 – 57, 2013.
- BORMA, L.; GITIRANA JR, G.; LUIZ, G. Interação solo-planta-atmosfera e o papel dos solos não saturados. In: I. J. CARVALHO, *et al.* (org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015, cap. 13, p. 327-360.
- COELHO FILHO *et al.* Relação solo-planta-atmosfera. In: SOUSA, V. F. *et al.* **Irrigação e fertirrigação em fruteiras e hortaliças**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. v. 1, cap. 1, p. 27-90.
- COUTO, L.; SANS, L. M. A. **Características físico-hídricas e disponibilidade de água no solo**. Sete Lagoas: Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo, 2002. 8 p. (Circular técnica, 21).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006.
- GARDNER, W. R. Dynamic aspects of water availability to plants. **Soil Science**, Baltimore, v. 89, p. 63- 73, 1960.
- GLOAGUEN, T. V.; PEREIRA, F. A. C.; GONÇALVES, R. A. B.; PAZ, V. S. Sistema de extração sequencial da solução na macro e microporosidade do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 5, p. 544-550, 2009.
- HALL, A. E.; KAUFMANN, M. R. Regulation of water transport in the soil-plant-atmosphere continuum, In: GATES, D. M.; SCHMERL, R. B. (eds). **Perspection of biophysical ecology**. Ecological Studies 17. Berlin: Springer, 1975, p. 187–202.
- JERSZURKI, D. **Dinâmica da água no continuum solo-planta-atmosfera: tópicos em evapotranspiração de referência e disponibilidade de água às**



plantas. 2016. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

KRAMER, P. K.; BOYER, J. R. **Water relations of plants and soil**. San Diego: Academic Press, 1995.

LIBARDI, P. L. Água no solo. *In*: JONG VAN LIER, Q. DE (ed.). **Física do solo** 2. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p. 298.

MALHI, Y. *et al.* Carbon dioxide transfer over a central Amazonian rain forest. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 103, p. 31593–31612, 1998.

MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. **Fisiologia vegetal: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral**. 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2013. 486 p.

MCCULLY, M. How do real roots work? Some news views of root structure. **Plant Physiology**, Washington, v. 109, p. 1-6, 1995.

PEREZ; D. V.; RIGO, M. M.; MARQUES, M. C. Fase líquida: a solução do solo. *In*: NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. **Recurso solo: propriedades e usos**. São Carlos, SP: Editora Cubo, 2015. cap. 7, p. 222-249.

PHILIP J. R. Plant water relations: some physical aspects. **Annual Review of Plant Physiology**, Washington, v. 17, p. 245-268, 1966.

PIMENTEL, C. **A relação da planta com a água**. Seropédica: Edur, 2004, 191 p.

ROMANO, L. R. **Manejo de água em pomar de pessegueiro baseado em atributos do sistema solo-planta-atmosfera**. 2017. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) - Faculdade de Agronomia da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2017.

SALEM, H. M. *et al.* Short-term effects of four tillage practices on soil physical properties, soil water potential, and maize yield. **Geoderma**, Amsterdam, v. 237 - 238, p. 60 - 70, 2015.

SANTOS, F. L.; ALEXANDRE, C. A.; COELHO, R. R. Relações solo-água-planta. *In*: SHAHIDIAN, S.; GUIMARÃES, R. C.; RODRIGUES, C. M. (eds.). **Hidrologia agrícola**. 2 ed. Évora: Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, 2017. p. 155-213.

SCHERER-WARREN, M. Desmembramento de Estimativas de Evapotranspiração Obtidas por Sensoriamento Remoto nas Componentes de



Evaporação e Transpiração Vegetal. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 2, p. 361-373, 2012.

SILVA, R. L. V. Qualidade do solo: indicadores biológicos para um manejo sustentável. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 1, p. 6853-6875, 2021.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed. 2013, 954 p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 858 p.

VIEIRA, E. L. *et al.* **Manual de fisiologia vegetal**. São Luis: EDUFMA, 2010. 230 p.

VILLA NOVA, N. A; BACCHI, O. O. S; REICHARDT, K. Potencial da água no sistema solo - planta estimado através da fase de vapor. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 53, n. 1, p. 194, 1996.

YOSHIOKA, M. H.; LIMA, M. R. Experimentoteca de solos: infiltração e retenção da água no solo. **Arquivos da APADEC**, Maringá, v. 8, n. 1, p. 63-66, 2004.



Capítulo

06

Aplicabilidade da análise de isótopos estáveis em solos

*Leticia Benites Albano,
Tatiane Cristovam Ferreira,
Mara Lúcia Cruz de Souza*

INTRODUÇÃO

Os impactos antrópicos do solo constantemente comparados à sua degradação, junto da diminuição da fertilidade do solo, podem ser dados a partir de vários fatores como o desmatamento, as queimadas, o cultivo de corte e processos naturais evidenciados pelo impacto da chuva, ação dos ventos e do próprio clima local. Assim, gera-se certa imprecisão atrelada ao fator de que se a degradação do solo está relacionada a fatores antrópicos ou naturais. Com o intuito de resolver e afirmar certivamente qual a origem da perda da qualidade dos solos, é possível utilizar técnicas de análise de isótopos estáveis (IE) presentes no solo.

A utilização de IE, como exposto por Caxito e Silva (2015), é uma técnica que conquista notoriedade nos últimos tempos, com aplicações distintas em áreas do conhecimento, como a biologia, ecologia, ciência forense, agronomia, geologia e arqueologia.

No setor da determinação das características geográficas e autenticação de produtos alimentícios, os isótopos mais usados são os de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre (CHONS) (KELLY *et al.*, 2005; GHIDINI *et al.*, 2006; GONZALVEZ *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2014).

Para solos, os elementos mais utilizados na análise isotópica, são o carbono (C) e nitrogênio (N), pois de acordo com Rong *et al* (2020), a dinâmica desses elementos, são como indicadores que auxiliam de forma determinante para avaliar o equilíbrio do solo e realizar uma resposta apreciativa a respeito da sua funcionalidade no ecossistema, principalmente se o solo estudado tiver recepcionado um processo de florestamento, ou seja, um manejo florestal ou plantio.

A técnica de análise isotópica pode ser utilizada como uma ferramenta para indicador de qualidade do solo, sendo que, de acordo com Sena-Souza *et al* (2020), a composição isotópica dos elementos químicos são uma ferramenta imprescindível, podendo auxiliar em aspectos como a investigação do equilíbrio de nitrogênio do ecossistema, interações planta-micróbio, nichos ecológicos,



migração animal, e também; origem dos alimentos e perícia junto da análise forense.

Conforme Farquhar *et al* (1982), a aplicabilidade dos isótopos estáveis em estudos sobre solo, ar e água, ou seja, estudos ambientais, possui por base, o princípio de que a composição isotópica varia de forma provável, conforme o elemento se distribui nos segmentos dos ecossistemas.

Um elemento químico muito expressivo quanto a análise de IE no solo, é o N, ainda que, de acordo com Boutton *et al* (1993), devido a distintas fontes de N para as plantas e pela complexidade do seu ciclo, os isótopos de N são menos utilizados em estudos ambientais.

Para Alves *et al* (2005), os isótopos de C (^{13}C) e N (^{15}N), são dignos de extensa aplicação na pesquisa científica, uma vez que não oferecem riscos de manuseio, junto do fator de serem considerados estáveis e principalmente são isótopos de dois elementos de grande importância para o crescimento vegetal e que portam os ciclos considerados mais elaborados devido a sua complexidade nos sistemas agrícolas.

O objetivo desse capítulo é descrever sucintamente a teoria e os fundamentos da técnica de isótopos estáveis, além de apresentar uma breve descrição da funcionalidade e particularidades dos elementos mais utilizados, com ênfase na sua aplicação como indicadores para a identificação de degradação em solos e sua matéria orgânica.

Isótopos estáveis: conceitos básicos fundamentais

Segundo Martinelli *et al* (2009), “Isótopos Estáveis” ou não radioativos são definidos pela constância das massas ao longo de sua existência.

De acordo com Caxito e Silva (2015, p.10):

Cada elemento químico é caracterizado pelo número de prótons (Z) contido no núcleo de seu átomo. O número de nêutrons (N) compreendido internamente no núcleo é variável, podendo alternar a massa atômica (A) de determinado elemento ($A = N + Z$). Os isótopos são elucidados como átomos de um mesmo elemento químico, porém, com número de nêutrons distintos, e por consequência, com divergentes números de massa, sendo expressos pelo símbolo A_X , onde A = número de massa e X = símbolo do elemento químico. A pluralidade dos elementos químicos existe como uma mistura de isótopos, sendo que geralmente, um isótopo mais leve (com menor massa) prevalecendo em proporção natural.

Na Tabela 1, podemos notar essa abundância natural relativa dos isótopos mais comuns.

Dessa forma, isótopos estáveis (IE), são aqueles que ocorrem de maneira comum no meio natural, em contraposição com os isótopos radioativos, que, ainda



de acordo com Caxito e Silva (2015, p.10) “são considerados como instáveis, portanto, transformam-se ao longo do tempo em elementos mais estáveis, passando assim, pelo processo intitulado de decaimento radioativo, tendo como exemplo, os isótopos radiogênicos.”

Tabela 1: Abundâncias naturais relativas dos principais isótopos utilizados em procedência geográfica (GHIDINI *et al*, 2006).

Elemento químico	Isótopo	Abundância natural relativa (%)
Hidrogênio	^2H	99,985
	^3H	0,015
Carbono	^{12}C	98,89
	^{13}C	1,11
Nitrogênio	^{14}N	99,63
	^{15}N	0,37
Oxigênio	^{16}O	99,76
	^{17}O	0,04
	^{18}O	0,20
Enxofre	^{32}S	95,00
	^{33}S	0,76
	^{34}S	4,22
	^{36}S	0,01
Estrôncio	^{84}Sr	0,56
	^{86}Sr	9,86
	^{87}Sr	7,02
	^{88}Sr	82,56

Análise isotópica por espectrometria de massa

De acordo com Coplen (2011), “a quantidade relativa de um isótopo em uma amostragem, é expressa pela razão entre este mesmo isótopo e outro isótopo estável do mesmo elemento”, e de acordo com Machado (2013), o segundo isótopo, é considerado como o elemento abundante e assim, as análises são remetidas na seguinte forma: razão de isótopo raro / isótopo abundante. Segundo Werner e Brand (2001), o foco das análises, consiste no contraste relativo entre amostras analisadas em mesmas situações e contexto, ou seja; nas mesmas condições, e não em seu valor absoluto. Essa técnica se torna confiável devido a significância de erro analítico menor, uma vez que medidas relativas têm menos fontes de erro do que medidas absolutas.

As razões isotópicas são, de acordo com Caxito e Silva (2015, p.11):

representadas através da notação δ , em valores de ‰ (per mil), através da fórmula 1, onde $\delta x_{(\text{amostra, padrão})}$, é o enriquecimento da razão isotópica do elemento químico analisado, em relação ao seu respectivo padrão internacional, em partes por mil (‰) e R significa razão isotópica do isótopo raro em relação ao abundante:



$$\delta_x (amostra, padrão) = \left[\left(\frac{R(amostra)}{R(padrão)} \right) - 1 \right] \cdot 10^3 \quad (1)$$

A Tabela 2 evidencia os padrões mais frequentemente utilizados e suas razões isotópicas reconhecidas internacionalmente, segundo Werner e Brand (2001). Como por exemplo, isótopos de carbono, geralmente, são referenciados com o padrão Pee Dee Belemnite (PDB), um valor medido em um Belemnita do Período Cretáceo da Formação Pee Dee, na Carolina do Sul, Estados Unidos.

Tabela 2. Padrões internacionais de razão isotópica (Werner e Brand, 2001).

Razão isotópica	Padrão Internacional	Valor do padrão
$^2\text{H}/^1\text{H}$ ou D/H	Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW)	0,00015575
$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB)	0,0111802
$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	Ar atmosférico (AIR)	0,0036782
$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$	Vienna Standard Mean Ocean Water ou Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB)	VSMOW = 0,0020052 VPDB = 0,0020672
$^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$	Vienna Canyon Diablo Troilite (VCDT)	0,0451509

As análises de IE, de acordo com Caxito e Silva (2015), são realizadas pelas razões isotópicas obtidas a partir de espectrômetros de massa especializados, sendo este o *Isotope Ratio Mass Spectrometer- IRMS*, que são compostos por três seções: uma fonte de íons, um analisador de massas e um detector; coletores de íons. Caxito e Silva (2015), explica que na primeira seção fonte de íons, os componentes de uma determinada amostra, são transformados em íons, pela ação de um fator ionizante, os íons positivos (cátions) ou negativos (ânions), são instantaneamente acelerados rumo ao analisador de massa. Por sua vez, a aplicabilidade do analisador de massa, é segregar tais íons de acordo com a sua relação massa-carga (m/z). Os IRMS, podem ser classificados em diversos gêneros, de acordo com a natureza do analisador de massa. Por fim, um detector recebe os íons que foram segregados pelo analisador, convertendo a corrente de



íons em sinais elétricos que são processados e memorizados em um computador e expostos em sua tela.

Fracionamento isotópico no solo

Camarda *et al* (2007), explica que em relação aos valores isotópicos atribuídos ao $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{12}\text{N}$ deve-se ser considerado o fenômeno de fator de fracionamento isotópico. Martinelli *et al* (2009), explica que este fenômeno é uma potencialidade discriminatória da técnica de IE, também sendo conhecida por discriminação isotópica. Estes, são os procedimentos que ocasionam alterações nas abundancias relativas dos isótopos, assim, os processamentos de origem químicas, físicas e biológicas, geram razões isotópicas específicas, entre reagentes e produtos, ou seja, de acordo com Machado (2013), se refere ao enriquecimento ou empobrecimento de um isótopo em relação a outro. Assim sendo, segundo Martinelli *et al* (2009), o fracionamento isotópico é a variação atribuída a um isótopo estável de um determinado composto ocorrido ao passar por um processo de origem química, física e biológica. Galimov (1985), explica que este processo pode estar associado a dois mecanismos, o efeito isotópico cinético e o efeito isotópico termodinâmico.

Coplen *et al* (2002, p.1998), explana que o efeito isotópico cinético, está relacionado com as diferenças nas taxas de reação de isótopos distintos, ou seja:

Quando um elemento ou molécula, coexiste em uma reação, fazendo com que o isótopo considerado mais leve e mais reativo, forme ligações atômicas mais frágeis em relação ao isótopo mais pesado. Assim, o isótopo leve, concentra-se nos produtos da reação, enquanto o isótopo pesado, se situa nos reagentes.

Já em relação ao efeito isotópico termodinâmico, refere-se, de acordo com Galimov (1985), com a mudança de energia livre do sistema, a partir do momento que um átomo em um determinado composto é substituído pelo seu isótopo. Um elemento que possui um isótopo considerado “mais pesado”, de acordo com o autor, este, também possui uma reserva de energia livre, que por sua vez, é ponderada como menor, quando comparado ao mesmo elemento com um isótopo mais leve. Assim, este fenômeno está relacionado com as diferenças nas propriedades físico-químicas das amostras a serem analisadas (GALIMOV,1985).

Camarda *et al* (2007), afirma que na coleta de amostras do solo, o fenômeno do fracionamento isotópico deve ser levado em consideração, pois este



fenômeno ocorre principalmente nas camadas superiores do solo como resultado do processo de difusão devido a um gradiente de concentração entre o CO₂ do solo e a atmosfera. Assim, acredita que este fenômeno determina um gradiente isotópico em todo o solo.

Elementos químicos mais utilizados em análises

De acordo com Manahan (1999), solo é o substrato indispensável no qual as plantas evoluem, crescem, se nutrem e desenvolvem, e também, de onde todos os organismos vivos possuem dependência, sendo assim, definido por Hunt (1972) como uma estrutura de combinação de materiais inorgânicos e orgânicos, originadas de processos intempéricos atuante na superfície terrestre, as quais ocasionam a decomposição de rochas e minerais primários devido à ação de intermediários físicos, químicos e biológicos. É um dos nichos receptores fundamentais de uma expressiva parcela de componentes poluentes que, quando depositados imprevidentemente, podem contribuir para a degradação progressiva dos ambientes terrestres, aquáticos, atmosféricos e biológicos (MANAHAN, 1999). Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), o solo também é o depósito geoquímico de metais contaminantes e o elemento essencial na ciclagem biogeoquímica de diversas espécies químicas no meio ambiente. Isto posto, sua produtividade afetada por condições ambientais de maneira direta, tanto quanto pelas atividades que nele se desenvolvem.

Para McBride (1982), possuem camadas das quais aumentam de acordo com a profundidade, sendo estas, os horizontes, regidos de a partir das interações diversas entre os processos que ocorrem durante o intemperismo.

Amostragem de solo para análise de IE

Há diversas literaturas a respeito da profundidade e da camada de solo que deve ser extraída para a análise de IE. Estudos em países da América do sul, realizado por Sena -Souza *et al* (2020), consideram apenas as dimensões de 0-20 cm de profundidade para a amostragem do solo. Para Tarré *et al* (2001), é preciso investigar o solo na profundidade de pelo menos 30 cm, pois, de acordo com seus estudos, a expressão da relação de carbono ¹³C, é mais significativa.

Tarré *et al* (2001), leva em consideração, o tipo de vegetação acima do solo, sendo assim, um fator que se relaciona e interfere no acúmulo do ¹³C durante os horizontes do solo, tendo mais significância na análise de IE, quando a



amostragem é realizada em perfil mais profundo, iniciando a partir de 0-30 cm e finalizando em 0-100 cm de profundidade.

Salemi *et al* (2020), considera como essencial, apenas 15cm de profundidade do solo para análise de IE.

Dessa forma, a técnica de análise de IE, deve ter a amostragem de solo definida de acordo com o objetivo da pesquisa, levando em consideração, as características do solo e o tipo de cobertura vegetal que possui, caso exista uma. Considerar também, a idade e o uso do solo, conforme Vagen *et al* (2006).

Carbono

A matéria orgânica (MO), segundo Alves *et al* (2005), tem grande domínio sobre as propriedades químicas e físicas dos solos, sendo considerada essencial para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Urquiaga *et al* (2002), explica que a decomposição de resíduos de vegetais, junto dos resíduos animais que estão depositados no solo, estimulam o acúmulo de matéria orgânica, contribuindo em processos biológicos fundamentais para a ocorrência do ciclo do C.

O estudo da MO dos solos, de acordo com Alves *et al* (2005), pode ser facilitado com a utilização de IE como traçadores, ou seja, uma técnica que, de acordo com CAXITO e SILVA (2015, p.10):

Origina-se do conhecimento do comportamento de uma dada substância (traçador) no meio em estudo, permitem inferir o comportamento do meio em um determinado processo físico ou químico.

Assim, os isótopos ^{13}C e ^{15}N , têm vasta contribuição, pois são elementos estáveis, e também, são isótopos de nutrientes de ciclo complexo, auxiliando na compreensão e análise no sistema solo-planta.

Para Powell *et al* (2012), a composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) dos solos e da vegetação terrestre, é fundamental para um conjunto variado de pesquisas, como estudos do ciclo do carbono, que usufruem de dados atmosféricos globais de CO_2 e $\delta^{13}\text{C}$.

Alves *et al* (2005), afirma que a utilização da abundância natural de ^{13}C para estudo da origem do C do solo, presume que a MO do solo representa o material vegetal do qual se derivou no próprio local (in situ).

É importante salientar a existência de C_3 e C_4 nas plantas, pois podem interferir na expressão dos elementos no solo, de acordo com O' Leary (1981), nas plantas, uma vez que a diferença entre os elementos contidos nas mesmas, discrimina mais intensamente o isótopo contido no solo, como por exemplo,



plantas C_3 , discriminam mais acentuadamente, o isótopo considerado mais “pesado” quando comparados com plantas C_4 .

De acordo com Solomon *et al* (2002), saber a sucessão de plantas de C_4 em solos, é importante porque também podem mudar a qualidade da MO que constitui o solo e também, no caso de um solo que integrou plantas C_3 e passou a conceber plantas C_4 posteriormente, pode ser considerada uma espécie de rotulagem *in situ* de MO recém incorporada no solo. Esse processo de conhecimento na vegetação abrigada pelo solo é fundamental, pois, conforme estudado por Boutton *et al* (1998), gera uma discrepância isotópica criada pelas mudanças de coberturas do solo, sendo então, essencial para a análise de IE de C no solo.

Já em relação ao elemento N, de acordo com Urquiaga *et al* (2002), é um dos elementos principal no processo de acumulação de MO no solo, e dessa forma, as técnicas baseadas na utilização do elemento ^{15}N , possibilitam e proporcionam uma melhor compreensão da dinâmica desse nutriente no sistema solo-planta-atmosfera.

Nitrogênio e gargalos da técnica de IE na análise dos solos

O nitrogênio é um elemento fundamental para a qualidade de vida dos solos e, segundo Lopes *et al* (2016, p.124):

As técnicas isotópicas atribuídas ao elemento nitrogênio, são elaboradas, pois em relação a análise de isótopos quanto a fixação de ^{15}N , baseiam-se no preceito de que, se as concentrações de ^{15}N da planta, o N disponível do solo e N_2 atmosférico são conhecidos, então, a composição ^{15}N da planta pode ser medida, tornando possível, o cálculo da percentagem de N derivado da atmosfera da planta N.

Segundo Kohl *et al* (1971), o uso de isótopos N na área de ecologia e agricultura surgiu principalmente através do uso de ^{15}N para rastrear o destino do N agrícola no ambiente.

Austin e Vitousek (1998), acreditam que um fator de intervenção nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ do clima no solo, são regidos pelo clima, mostrando que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do ecossistema, podem diminuir com o aumento da precipitação, e também, exploram o fracionamento isotópico atribuído ao valor de $\delta^{15}\text{N}$ devido a ocorrência gradativa de chuvas.



Taxa de N contida no solo, é um assunto considerado complexo devido a complexidade do ciclo de N e ao seu ao fator de fracionamento. Conforme elucidado por cunho de pesquisadores no trabalho de Amundson *et al* (2003), a diversidade da variação isotópica de N no solo, consiste também, com a dificuldade em amostragem, pois o elemento pode variar de acordo com a profundidade amostrada para análise, a cobertura vegetal que o solo amostrado abriga ou abrigou, os processos naturais que o solo recebe e o tipo de solo que é.

Alguns autores consideram o cálculo de N no solo, a partir de expressões de balanço de massa para N total no sistema solo / planta, considerando assim; plantas que este abriga, junto das entradas atmosféricas de N e fixação biológica e outros consideram o fracionamento isotópico (BRENNER e TABATABAI, 2001).

Outro fator a ser considerado na análise de IE no solo, é a idade que possui, de acordo com Amundson *et al* (2003), pois é um controle importante nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ do solo e da cinética da ciclagem de N.

Outro aspecto a ser considerado na identificação da qualidade do solo pela técnica de IE, é destacada por Schimel *et al* (1985), sendo esta, a posição topográfica que se encontra, pois pode afetar os valores de $\delta^{15}\text{N}$

Dessa forma, como exposto por Aber (1992), isótopos de N são indicadores de variações sistemáticas nos processos e eficiências da ciclagem de N do ecossistema, e para a resiliência de um ecossistema à deposição aumentada de N por meio de atividades antropogênicas

.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Assim como notado por Sena-Souza *et al* (2020), a variação isotópica no solo de $\delta^{15}\text{N}$, é considerada moderada, devido à complexidade do ciclo do nitrogênio, e também, em razão à metodologia muito utilizada de regressão linear, sendo uma técnica circunstancial para se obter os padrões de $\delta^{15}\text{N}$ do solo regional e global.

Ainda que haja diversas dificuldades atribuídas a obtenção do valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$, continua sendo fundamental os estudos a respeito deste elemento quanto a análise de solo.

O carbono se mostra um elemento de grande eficiência quanto a análise de IE para solo.

É preciso haver um critério técnico muito específico para realizar a amostragem do perfil do solo para analisar isotopicamente seu perfil e diagnosticar seus impactos.

É necessário estudar variações naturais, como os processos de intemperismo, lixiviação, idade, localização geográfica e topográfica, precipitação e ações climáticas como um todo, junto do estudo antropogênico para diagnosticar a razão da degradação de uma amostra de solo.

Ainda que haja gargalos quanto as atribuições de $\delta^{15}\text{N}$ no solo, este é um aspecto fundamental para a compreensão da qualidade do solo para estudos isotópicos.



REFERÊNCIAS

- ABER, J. D. Ciclo de nitrogênio e saturação de nitrogênio em ecossistemas florestais temperados. **Trends Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 7, p. 220-224, 1992.
- ALVES, B. J. R.; ZOTORELLI, L.; JATALIA, C. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Emprego de Isótopos estáveis para o estudo do carbono e do nitrogênio no sistema solo - planta. *In*: AQUINO, A. M. (org). **Processos biológicos no sistema solo-planta**. Seropédica: Embrapa informação tecnológica. p. 343-368, 2005.
- AMUNDSON, R. A.; A.T.; SCHUUR, E. A. G.; YOO, K.; MATZEK, V.; KENDALL, C.; UEBERSAX, A.; BRENNER, D.; BAISDEN, W. T. Global patterns of soil isotopic composition and plant nitrogen. **Global Biogeochemistry Cycle**, Washington, v. 17, n. 1, mar2002/mar2003. 2003.
- AUSTIN, A.; VITOUSEK, P. M. Dinâmica de nutrientes em um gradiente de precipitação. **Oecologia**, Porto Alegre, v. 113, p. 519-529, Feb. 1998.
- BOUTTON, T.; ARCHER, S.; MIDWOOD, A.; ZITZER, S.; BOL, R. $\delta^{13}C$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. **Geoderma**, Amsterdam, p. 5-41, v. 82, abr. 1998.
- BOUTTON, T.; NORDT, L. C.; ARCHER, S. R.; MIDWOOD, A. J.; CASAR, I. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their potential use as indicators of paleoclimate. Isotope techniques in the study of past and current environmental changes in the hydrosphere and the atmosphere. **Proceedings of symposium**, Vienna, p. 445-458, abr. 1993.
- BRENNER, J. M.; TABATABAI, M. A. Enriquecimento de ^{15}N de solos e nitrato derivado do solo. **Journal Quality**, v. 2, p 363-365, 1973.
- CAMARDA, M.; DE GREGORIO, S.; FAVARA, R.; GURRIERI, S. Avaliação do fracionamento isotópico de carbono do CO_2 do solo sob um regime difusivo advectivo: uma ferramenta para calcular a composição isotópica de fonte profunda não fracionada. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Palermo-Itália, 3016-3017, abr 2007, v.71. Disponível em: DOI: 10.1016 /j.gca.2007.04.002. Acesso em: 05 mar. 2021.
- CAXITO, F.; SILVA, A. Isótopos estáveis: fundamentos e técnicas aplicadas à caracterização e proveniência geográfica de produtos alimentícios. **Revista Geonomos**, Belo Horizonte, v. 23, p. 10-17, 2015.



COPLEN, T. B. Guidelines and recommended terms for expression of stable-isotope ratio and gas-ratio measurement results. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, Jena, v. 25, n. 17, p. 2538–2560, 2011.

COPLEN, T. B.; BOHLKE, J. K.; DE BIEVRE, P.; DING, T.; HOLDEN, N. E.; HOPPLE, J. A.; KROUSE, H. R.; LAMBERTY, A.; PEISER, H. S.; REVESZ, K.; RIEDER, S. E.; ROSMAN, K. J. R.; ROTH, E.; TAYLOR, P. D. P.; VOCKE JR, R. D.; XIAO, Y. K. Isotope-abundance variations of selected elements. IUPAC Technical Report. **Pure and Applied Chemistry**, Oxford, v. 74, p. 1987–2017, 2002.

FARQUHAR, G. D.; O'LEARY, M. H.; BERRY, J. A. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. **Australian Journal of Plant Physiology**, Melbourne, v. 9, p. 37-121, Jan. 1982.

GALIMOV, E. M. **The biological fractionation of isotopes**. Academic Press, p. 1-282, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-273970-5.X5001-4>.

GHIDINI, S.; IANIERI A.; ZANARDI, E.; CONTER, M.; BOSCHETTI, T.; IACUMIN, P.; BRACCHI, P. G. Stable isotopes determination in food authentication: a review. **Annali della Facoltà di Medicina Veterinaria di Parma**, Parma, v. 26, p. 193-204, Jan. 2006.

GONZALVEZ, A.; ARMENTA, S.; DE LA GUARDIA, M. Trace-element composition and stable-isotope ratio for discrimination of foods with protected designation of origin. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 28, p. 1295-1311, 2009.

HUNT, C. B. **Geology of soils: their evolution, classification, and uses**. v. 36. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1972.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Florida: CRC Press, 1992. p. 548.

KELLY, S.; HEATON, K.; HOOGEWERFF, J. Tracing the geographical origin of food: The application of multi-element and multi-isotope analysis. **Trends in Food Science & Technology**, Cambridge, v. 16, p. 555–567, dec. 2005.

KOHL, D. H.; SHEARER, G. B.; COMMONER, B. Nitrogen fertilizer: contribution to nitrate in surface water in a maize watershed. **Science**, Washington, v. 174, p. 1331-1334, dez. 1971.



- LOPES, E.; MORAES, A.; LANG, C. Estudo do fracionamento isotópico de nitrogênio aplicado à gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 9, p. 121-130, jan/abr. 2016.
- MACHADO, M. C. **Metodologias isotópicas Sr^{87}/Sr^{87} , $\delta^{13}C$ e $\delta^{18}O$ em estudos geológicos e arqueológicos**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- MANAHAN, S.E. **Environmental chemistry**. 7. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1999.
- MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, E. S.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B.; MOREIRA, M. Z. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2009. v. 1. 144 p.
- MCBRIDE, M. B. Cu^{2+} Adsorption characteristics of aluminum hydroxides and oxyhydroxides. **Clays and Clay Minerals**, New York, v. 30, p. 21-28, 1982.
- O'LEARY, M. H. Carbon isotope fractionation in plants. **Phytochemistry**, Grã Bretanha, v. 20, p. 553–567, set. 1981.
- POWELL, R. L.; YOO, E.-H. STILL, C. J. Vegetation and soil carbon-13 isoscapes for South America: integrating remote sensing and ecosystem isotope measurements. **Ecosphere Journal**, Washington, v. 3, n. 11, p. 1-25, jun/nov. 2012.
- RONG, G.; LI, W; ZHU, H; ZHOU, J.; QIU, L.; GE, N.; WEI, X.; SHAO, M. Dinâmica do novo e do velho carbono orgânico e nitrogênio em solos a granel e agregados após florestamento em terras agrícolas. **Revista Catena**, Amsterdam, v. 195, maio/ago. 2020.
- SALEMI, F. L.; FERNANDES, R. P.; SILVA, R. W. C.; GARCIA, L. G.; MORAES, J. M.; GROppo, J. D.; MARTINELLI, L. A. Soil hydraulic properties: a simple and practical approach to estimate the Number of samples. **Eurasian Journal of Soil Science**, Sapporo, v. 9, n. 1, p. 18-23, maio/set. 2020.
- SCHIMEL, D. *et al.* Biogeochemistry of C, N and P in a catena soil of shortgrass steppe. **Ecology**, Brooklyn, v. 66, p. 276-282, 1985.



SENA-SOUZA, J. P.; HOULTON, B. Z.; MARTINELLI, L. A.; NARDOTO, G.B. Reconstructing continental-scale variation in soil $\delta^{15}\text{N}$: a machine learning approach in South America. **Ecosphere Journal**, Washington, v. 11, n. 8, maio/jun. 2020.

SILVA, A.V.; HÉLIE, J.F.; CAXITO, F.A.; MONARDES, H.; MUSTAFA, A.F.; STEVENSON, R. Multi-stable isotope analysis as a tool for assessing the geographic provenance of dairy products: a case study using buffalo's milk and cheese samples from the Amazon basin, Brazil. **International Dairy Journal**, Barking, v. 35, p. 107-110, jun/out. 2014.

SOLOMON, D.; FRITZSCHE, F.; LEHMANN, M.; TEKALIGN, M.; ZECH, W. Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian highlands: evidence from natural ^{13}C abundance and particle-size fractionation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 969–978, 2002.

TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; RESENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 234, p. 15-26, ago/abr, 2001.

URQUIAGA, S.; SISTI, C.; SANTOS, H. P.; KOCHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Influence of crop rotation and soil tillage system in the organic C balance in an oxisol (Typic Haplorthox). *In*: CONGRESSO MUNDIAL DE CIÊNCIA DO SOLO. Tailândia, 2002. CD-ROM.

VÅGEN, T. G.; WALSH, M. G.; SHEPHERD, K. D. Stable isotopes for characterisation of trends in soil carbon following deforestation and land use change in the highlands of Madagascar. **Geoderma**, Amsterdam, v. 135, p. 133-139, 2006.

WERNER, R. A.; BRAND, W. A. Referencing strategies and techniques in stable isotope ratio analysis. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, Jena, v. 15, p. 501–519, dec. 2001.



Capítulo

07

USO E CONSERVAÇÃO DO SOLO: UMA ABORDAGEM A RESPEITO DOS ODS

*Fernanda Zanella Alves,
Tatiane Cristovam Ferreira*

INTRODUÇÃO

O solo é a essência de toda vida terrestre. Na literatura, pode-se encontrar diversas definições, inclusive o solo pode ser visto de forma diferente de acordo com as experiências e profissão de cada pessoa, mas aqui o contexto que iremos abordar é o científico.

A definição mais tradicional encontrada para “o solo é um meio natural para o desenvolvimento das plantas” (FAO, 2021, tradução nossa)¹. Além disso, pode ser definido como “um corpo natural constituído por camadas que são compostas por materiais minerais intemperizados, matéria orgânica, ar e água”; outra definição é “produto final da influência combinada dos materiais de origem, organismos (flora, fauna e humanos), clima, topografia ao longo do tempo” (FAO, 2021, tradução nossa)

O solo pode ser considerado também como uma matéria natural tridimensional na superfície da Terra e essencial para que várias funções dos ecossistemas funcionem (LAL, 2009). Uma definição mais recente “camada (s) de mineral geralmente solto e/ou material orgânico que são afetados por processos físicos, químicos e/ou biológicos na ou perto da superfície planetária e geralmente contêm líquidos, gases, biota e plantas de suporte” (ES, 2017).

Uso do solo

O solo como recurso natural que realiza uma série de funções principais como ambiental, social e econômica. A sua importância é tanta que o mundo todo e suas economias dependem dele. Assim, o mesmo é tido como um recurso natural majoritariamente não renovável e uma das partes mais importante do ambiente natural (BLUM, 2005). Contudo, estima-se que a perda de solo a escala mundial seja de 75 bilhões de toneladas de solo de áreas agrícolas, o que gera um prejuízo em torno de 400 bilhões de dólares em produção agrícola (MIKULCAK; STEWART; ETTER, 2015). Além disso, aproximadamente 33%



dos solos do planeta encontram-se em estado de degradação forte ou moderada, devido às práticas de manejo não sustentáveis (FAO, 2015).

Para entender estes processos, anteriormente é necessário saber quais são as funções dos solos, que segundo Blum (2008) existem seis principais funções, no qual três estão associadas as funções ecológicas e três as não ecológicas.

Dentro das funções ecológicas, a primeira está relacionada a produção de biomassa que garante alimentos, forragens, energias renováveis e matérias primas, que são funções de base da vida humana e animal. A segunda função é a capacidade de filtro, tampão e capacidade de transformação entre a atmosfera, as águas subterrâneas e a cobertura vegetal, influenciando o ciclo da água, e outros. A terceira, um habitat biológico e reserva gênica, com uma grande variedade de organismos (BLUM, 2008).

Já nas funções não ecológicas, primeiramente o solo é base de sustentação para estruturas técnicas, industriais e socioeconômicas e seu desenvolvimento. A segunda função é de matéria-prima, como argila, areia, minerais em geral, além de energia geogênica e água. Por fim, a terceira, os solos são um patrimônio geogênico e cultural, formando uma parte essencial da paisagem em que vivemos, ocultando e protegendo vestígios paleontológicos e arqueológicos (BLUM, 2008).

Depois de determinar as funções principais do solo, podemos agora caracterizar o uso do solo de acordo com a classificação de cada país. No Brasil, as grandes classes de usos do solo que pode vir a encontrar são agricultura, pecuária, agropecuária, extrativismo, mineração, áreas especiais e áreas urbanas (IBGE, 1999).

Cada classe possui a definição de suas atividades e está dividida em subclasses. Por exemplo, a agricultura é identificada pela produção em uma dada área, de uma ou mais espécies de vegetais. As subclasses são a agricultura de subsistência, agricultura tradicional, agricultura de transição, agricultura modernizada e reflorestamento/florestamento (IBGE, 1999).

A pecuária refere-se indústria da criação ao tratamento de gado (especialmente o bovino), sendo separado em duas atividades, a pecuária de corte e a leiteira. Esta classe é subdividida em pecuária em sistema de criação extensivo (PE), pecuária em sistema de criação semi-intensivo; e pecuária em sistema de criação intensivo (IBGE, 1999).

A agropecuária é a caracterizada por apresentar em um mesmo local as atividades de agricultura e pecuária mutuamente. As subdivisões agropecuárias



com plantio de capim colônião e criação de gado bovino, e agropecuária com plantio de milho e criação de gado bovino (IBGE, 1999).

O extrativismo é caracterizado pela retirada de produtos diretamente da terra sem beneficiamento. Dentre esta atividade estão a coleta, a pastagem, a caça e a pesca. São subdivisão desta classe de uso do solo o extrativismo vegetal, o extrativismo animal e o extrativismo mineral (IBGE, 1999).

A mineração é caracterizada pela extração de minerais com a utilização de maquinário e seu beneficiamento, mesmo que apenas primário. Está subdividida em mineração organizada a céu aberto (mca), e mineração organizada em sistema subterrâneo (mss) (IBGE, 1999).

As áreas especiais são constituídas por áreas que possuem legislação própria como reservas, parques, florestas, áreas de proteção, e estações ecológicas (IBGE, 1999). Por último, as áreas urbanas ou construídas, que é caracterizada pelas atividades desenvolvidas na área e suas características físico-espaciais. São subdivisão desta classe a área urbana residencial, área urbana comercial e de serviços, área urbana industrial, complexos industriais e comerciais; e áreas urbanas de uso misto (IBGE, 1999).

Apesar de suas funções, serviços ou usos dados ao solo, quando há uma competição ou o uso indevido deste, pode haver um aumento no risco de degradação (BLUM, 2008).

Dentre os riscos de degradação do solo, temos como possíveis consequências locais a perda da qualidade, perda de solo, contaminação, desertificação, desaparecimento dos ecossistemas presentes nestas áreas, entre outros. Uma das formas de tentar evitar isso é através da conservação do solo, que nada mais é do que o uso de técnicas e estratégias com intuito de melhorar e preservar a qualidade e a capacidade do solo para realizar funções ecossistêmicas.

A conservação dos solos está contida na lei N° 6.225, de 14 de julho de 1975, no qual dispõe de regiões para execução obrigatória de planos de proteção ao solo e combate à erosão e dá outras providências. Bem como indiretamente na Constituição Federal:

Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Para isso, um dos fatores básicos necessários para o delineamento de estratégias, ações e práticas voltadas para a proteção dos recursos do solo, é o



conhecimento dos processos de degradação do solo e dos fatores contextuais (FONSECA et al., 2017).

Um dos fatores que pode ser citado é o tipo de cobertura vegetal que proporciona ao solo maior ou menor grau proteção, todavia isso depende ainda das características locais e das práticas de cultivo utilizadas (ALVES, 2019).

Dentre as várias práticas de cultivo que podem ser consideradas como forma de mitigação a erosão do solo, podem ser citadas algumas como a rotação de culturas, terraceamento, cultivo de culturas em faixas, mobilização de conservação, mobilização mínima, e não mobilização (PIPKIN et al., 2008), entre outras.

A rotação de culturas implica alternar o tipo de cultura a cada período de tempo ou ano. Aqui são utilizadas plantas específicas que beneficiam o solo, e se feita de maneira correta, a vulnerabilidade do solo ao escoamento e erosão decresce.

O terraceamento é considerada uma das melhores maneiras de prevenir a degradação em terrenos acidentados, assim como áreas montanhosas (BRANDOLINI et al., 2018). Esta técnica consiste na criação de terraços em áreas com declive acentuado, afim de reduzir a velocidade da água, e por consequência reduzindo a ação da água na erosão do solo (PIPKIN et al., 2008).

As culturas em faixas nada mais é que o plantio da cultura permanente em linhas que constituem faixas alternadas de cada uma delas, niveladas e larguras específicas. A mobilização de conservação permite o aumento da infiltração da água e a redução no escoamento superficial, devido ao tipo de manejo que permite deixar os resíduos de vegetação a superfície do solo, o que reduz o número de mobilizações (PIPKIN et al., 2008).

Na mobilização mínima e na não mobilização a sementeira ou plantação é feita em linhas e no espaço entre linhas há resíduos da colheita anterior, onde o preparo do solo para a nova cultura é mínimo (PIPKIN et al., 2008).

Também existem as práticas de cultivos que causam efeitos negativos e podem aumentar a degradação por exemplo o desmatamento, incêndios, pastoreio intensivo, ausência das práticas listadas acima, etc.

Outra ferramenta que pode ser utilizada, é trabalhar com a sensibilização da população, investimentos em qualificação profissional e em pesquisas, pois isso garantirá melhores resultados nas ações de proteção ao ambiente, a qualidade e saúde dos solos.



Em relação as funções não ecológicas, deve-se atentar ao processo de degradação dos solos, ainda mais com o aumento constante das cidades que não conseguem acompanhar o plano diretor do município, tendo aí como consequências uma maior poluição do solo, água, ar, além supressão dos ecossistemas, entre outros.

O objetivo de desenvolvimento sustentável

O objetivo de desenvolvimento sustentável (ODS) é propor uma agenda mundial composta por 17 objetivos e 169 metas estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU). Foi adotada em setembro de 2015 e participam desta agenda 193 Estados membros da ONU, nos quais se comprometem em cumprir tais objetivos até 2030 (OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2021).

Os objetivos estão distribuídos em temas principais como social (necessidades humanas, de educação, saúde, justiça, melhoria da qualidade de vida), ambiental (ações de preservação, conservação, recuperação e proteção da biodiversidade e das florestas, e combate as mudanças climáticas e a desertificação), econômica (produção de resíduos, uso e esgotamento dos recursos naturais, e também, o consumo de energia e outros) e institucional (capacidade para colocar em prática os ODS) (OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2021; SDSN, 2021).

Dentro dos objetivos e metas estabelecidos (Figura 1) estão previstas ações mundiais para erradicação da pobreza, erradicação da fome, saúde de qualidade, educação de qualidade, igualdade de gênero, água limpa e saneamento, energias renováveis, empregos dignos e crescimento econômico, inovação e infraestrutura, redução das desigualdades, cidades e comunidades sustentáveis, consumo responsável, combate às mudanças climáticas, vida de baixo da água, vida sobre a terra, paz e justiça, parcerias pelas metas (OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2021).





Figura 1. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Fonte: SDSN, 2021.

ODS *versus* Solos

A relação entre o solo e os ODS são os fatores ambiental, social e econômico trazido em ambos os tópicos. E neste caso, levando em consideração as funções do solo, os tipos de uso, pode-se identificar os ODS e metas que tinham alguma similaridade (Quadro 1).

Quadro 1. ODS e metas que possuem pontos em comum com o uso do solo.

ODS	METAS
1	1.4 - Até 2030, garantir que todos os homens e mulheres, particularmente os pobres e vulneráveis, tenham direitos iguais aos recursos econômicos, bem como o acesso a serviços básicos, propriedade e controle sobre a terra e outras formas de propriedade, herança, recursos naturais, novas tecnologias apropriadas e serviços financeiros, incluindo micro finanças
2	2.1 - Até 2030, acabar com a fome e garantir o acesso de todas as pessoas, em particular os pobres e pessoas em situações vulneráveis, incluindo crianças, a alimentos seguros, nutritivos e suficientes durante todo o ano



	2.3 - Até 2030, dobrar a produtividade agrícola e a renda dos pequenos produtores de alimentos, particularmente das mulheres, povos indígenas, agricultores familiares, pastores e pescadores, inclusive por meio de acesso seguro e igual à terra, outros recursos produtivos e insumos, conhecimento, serviços financeiros, mercados e oportunidades de agregação de valor e de emprego não agrícola
	2.4 - Até 2030, garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, que aumentem a produtividade e a produção, que ajudem a manter os ecossistemas, que fortaleçam a capacidade de adaptação às mudanças climáticas, às condições meteorológicas extremas, secas, inundações e outros desastres, e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo
	2.5 - Até 2020, manter a diversidade genética de sementes, plantas cultivadas, animais de criação e domesticados e suas respectivas espécies selvagens, inclusive por meio de bancos de sementes e plantas diversificados e bem geridos em nível nacional, regional e internacional, e garantir o acesso e a repartição justa e equitativa dos benefícios decorrentes da utilização dos recursos genéticos e conhecimentos tradicionais associados, como acordado internacionalmente
3	3.9 - Até 2030, reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo
6	6.6 - Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos
8	8.4 - Melhorar progressivamente, até 2030, a eficiência dos recursos globais no consumo e na produção, e empenhar-se para dissociar o crescimento econômico da degradação ambiental, de acordo com o Plano Decenal de Programas sobre Produção e Consumo Sustentáveis, com os países desenvolvidos assumindo a liderança
9	9.1 - Desenvolver infraestrutura de qualidade, confiável, sustentável e resiliente, incluindo infraestrutura regional e transfronteiriça, para apoiar o desenvolvimento econômico e o bem-estar humano, com foco no acesso equitativo e a preços acessíveis para todos 9.2 - Promover a industrialização inclusiva e sustentável e, até 2030, aumentar significativamente a participação da indústria no emprego e no produto interno bruto, de acordo com as circunstâncias nacionais, e dobrar sua participação nos países de menor desenvolvimento relativo 9.4 - Até 2030, modernizar a infraestrutura e reabilitar as indústrias para torná-las sustentáveis, com eficiência aumentada no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e



	ambientalmente adequados; com todos os países atuando de acordo com suas respectivas capacidades
11	11.1 - Até 2030, garantir o acesso de todos à habitação segura, adequada e a preço acessível, e aos serviços básicos e urbanizar as favelas
	11.3 - Até 2030, aumentar a urbanização inclusiva e sustentável, e as capacidades para o planejamento e gestão de assentamentos humanos participativos, integrados e sustentáveis, em todos os países
	11.4 - Fortalecer esforços para proteger e salvaguardar o patrimônio cultural e natural do mundo
	11.5 - Até 2030, reduzir significativamente o número de mortes e o número de pessoas afetadas por catástrofes e substancialmente diminuir as perdas econômicas diretas causadas por elas em relação ao produto interno bruto global, incluindo os desastres relacionados à água, com o foco em proteger os pobres e as pessoas em situação de vulnerabilidade
	11.7 - Até 2030, proporcionar o acesso universal a espaços públicos seguros, inclusivos, acessíveis e verdes, particularmente para as mulheres e crianças, pessoas idosas e pessoas com deficiência
12	12.1 - Implementar o Plano Decenal de Programas sobre Produção e Consumo Sustentáveis, com todos os países tomando medidas, e os países desenvolvidos assumindo a liderança, tendo em conta o desenvolvimento e as capacidades dos países em desenvolvimento
	12.2 - Até 2030, alcançar a gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais
	12.4 - Até 2020, alcançar o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e reduzir significativamente a liberação destes para o ar, água e solo, para minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente
	12.8 - Até 2030, garantir que as pessoas, em todos os lugares, tenham informação relevante e conscientização para o desenvolvimento sustentável e estilos de vida em harmonia com a natureza
15	15.1 - Até 2020, assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais
	15.2 - Até 2020, promover a implementação da gestão sustentável de todos os tipos de florestas, deter o desmatamento, restaurar florestas degradadas e aumentar substancialmente o florestamento e o reflorestamento globalmente
	15.3 - Até 2030, combater a desertificação, restaurar a terra e o solo degradado, incluindo terrenos afetados pela desertificação, secas e



	inundações, e lutar para alcançar um mundo neutro em termos de degradação do solo
	15.4 - Até 2030, assegurar a conservação dos ecossistemas de montanha, incluindo a sua biodiversidade, para melhorar a sua capacidade de proporcionar benefícios que são essenciais para o desenvolvimento sustentável
	15.5 - Tomar medidas urgentes e significativas para reduzir a degradação de habitat naturais, deter a perda de biodiversidade e, até 2020, proteger e evitar a extinção de espécies ameaçadas

Fonte: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, 2021.

De forma direta pode-se encontrar mais de um objetivo e metas dentro de um problema a ser resolvido. Para exemplificar, um material disponibilizado pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM, traz a relação entre os ODS e a Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração na Bacia Carbonífera de Santa Catarina.

O projeto consistia em eliminar um passivo ambiental e devolver a qualidade de vida aos moradores e as condições ambientais da área. Neste projeto, identificaram que os ODS e as metas que estariam sendo cumpridas neste caso, ODS 1 (metas 1.2 e 1.5), 2 (meta 2.4), 3 (metas 3.9), 8 (metas 8.4), 9 (metas 9.1, 9.2, 9.5), 11 (metas 11.1, 11.3, 11.4, 11.5 e 11.7), 12 (metas 12.2, 12.4, 12.8) e 15 (metas 15.1) (Serviço Geológico do Brasil- CPRM, 2020). Também, os Serviço Geológico do Brasil- CPRM, separou de acordo com cada atividade desempenhada por eles, os ODS (Figura 2).





Figura 2. Áreas de atuação do Serviço Geológico do Brasil e ODS.

Fonte: Serviço Geológico do Brasil, 2020.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Muitas dos ODS identificadas por eles, pode-se encontrar no quadro 1, contudo, cada projeto é único e por isso, possui tema, objetivos, características locais, ambientais e sociais específicas e necessários a este. Diante disso, nem todas as metas e ODS listadas no quadro estarão em todos os projetos. Mas, vale ressaltar que os ODS vêm para resolver diversos problemas importantes para mundo todo, o solo é apenas um deles, e desse modo cabe a cada cidadão, instituições públicas e privadas, países, assumirem este compromisso e elaborar ações para cumprir a agenda até 2030.



REFERENCIAS

ALVES, F. Z. **Estimativa do Fator C da USLE e efeito do Uso da Terra no Risco de Erosão em Áreas de Montanha do Nordeste**. 2019. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2019.

BLUM, W. E. H. Characterization of soil degradation risk: an overview. *In*: TÓTH, G. *et al.* **Threats to soil quality in Europe**. Ispra: Joint Research Centre, p. 5-10, 2008.

BLUM, W. E. H. Functions of Soil for Society and the Environment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [S. l.], v. 4, n. 3, p. 75–79, 2005.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. **Lei 6.225/75, de 1 de julho de 1975**. Dispõe sobre discriminação, pelo Ministério da Agricultura, de regiões para execução obrigatória de planos de proteção ao solo e de combate à erosão e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1975.

BRANDOLINI, P.; CEVASCO, A.; CAPOLONGO, D.; PEPE, G.; LOVERGINE, F.; DEL MONTE, M. Response of terraced slopes to a very intense rainfall event and relationships with land abandonment: a case study from Cinque Terre (Italy). **Land Degradation & Development**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 630–642, 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Key definitions: what is soil?** United Nations, 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Diretrizes voluntárias para a gestão sustentável dos solos**. Roma, 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Healthy soils are the foundation of food production**. Roma, 2015.

FONSECA, F.; FIGUEIREDO, T. de; NOGUEIRA, C.; QUEIRÓS, A. Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. **Geoderma**, Amsterdam, v. 307, p. 172–180, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. Rio de Janeiro, 1999.



LAL, R. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. **Food Security**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 45–57, 2009.

MIKULCAK, F.; STEWART, N.; ETTER, H. Regional-level economic valuation of land degradation. **The value of land: prosperous lands and positive rewards through sustainable land management**, Bonn, p. 78-91, 2015.

OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (Brasil). **Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Brasil, 2021.

PIPKIN, B. W.; TRENT, D. D.; HAZLETT, R.; BIERMAN, P. **Geology and the Environment**. 5th ed. [S. l.]: Brooks Cole, 2008.

SDSN- Rede de Soluções para Desenvolvimento Sustentável (Brasil). **O que são ODS**. Brasil, 2021.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração**. Rio de Janeiro, 2020.

ES, H. M. Van. **A new definition of soil**. *CSA News*, [S. l.] v. 62, n. 10, p. 20-21, 2017. <http://doi.wiley.com/10.2134/csa2017.62.1016>



Capítulo
08**EFEITO DA MATÉRIA ORGÂNICA
NA ACIDEZ DO SOLO**

*Alessandra Vieira da Silva,
Tatiane Cristovam Ferreira,
Mara Lúcia Cruz de Souza*

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas vem crescendo a preocupação com a qualidade do solo e a sustentabilidade da exploração agrícola no mundo principalmente nos países tropicais e subtropicais que estão em fase de desenvolvimento (LAL; PIRCE, 1991). Desde então, foi estabelecido vários conceitos que são necessários para manter a qualidade do solo, como capacidade em manter a produtividade biológica e a qualidade ambiental (DORAN; PARKIN, 1994).

De acordo com Vaz (2016), o solo é um sistema vivo que passa por processo de mudança constante, de forma a se adaptar de acordo com a modificação do clima, temperatura, no qual reside organismos que são dependentes da matéria orgânica presente no solo que servirá de nutrientes essenciais à sobrevivência dos organismos vivos (VAZ, 2016).

Na natureza, o solo se comporta como um sistema aberto, trocando matéria e energia com o meio e, o sistema atinge um estado estável quando as taxas de adição e de perdas são iguais (ENCK, 2020). Neste sentido, a quantidade adicionada de carbono em determinadas condições edafoclimáticas depende das espécies e dos sistemas de cultivo utilizado. Já as perdas de carbono ocorrem principalmente pela liberação de CO₂ na respiração, pela decomposição microbiana dos resíduos e da matéria orgânica e pelas perdas de compostos orgânicos por lixiviação e erosão (MIELNICZUK, 2008).

No Brasil, a maioria dos solos apresenta-se com elevado grau de intemperismo, portanto, possuem baixa fertilidade natural e elevada acidez (ENCK, 2020). Nesses solos é necessário realizar a prática de calagem que consiste em corrigir a acidez, o que favorecerá o desenvolvimento de culturas de interesse agrônômico bem como melhorar a fertilidade. Assim, quando a acidez do solo é neutralizada utilizando corretivos como o calcário, resulta no aumento eminente da produtividade.

A acidez do solo pode ser causada por diversos fatores, tal como o manejo inadequado, reações de solubilização do material de origem, a decomposição dos resíduos orgânicos, lixiviação de cátions básicos e a absorção de cátions pelas



plantas e o uso de adubos acidificantes (ENCK, 2020). Durante o processo de acidificação tem-se a chuva como veículo que promove a lixiviação dos cátions básicos, como cálcio, magnésio e potássio no solo (ENCK, 2020). Assim, o elemento presente em maiores concentrações nos solos acidificados é o alumínio que se apresenta baixa lixiviação no perfil do solo (OLIVEIRA, 2018) por isso ficam retidos.

A correção do solo acidificado que contém a presença de alumínio em níveis tóxicos às plantas é realizada através da aplicação de corretivos de acidez, podendo ser utilizado as escórias de siderurgia e calcário, sendo o último o mais usual. Após a neutralização do alumínio ocorre a elevação do pH e assim, a disponibilização de outros elementos na solução do solo e consequentemente a absorção pelas plantas (OLIVEIRA, 2018). Com isso, a correção da acidez do solo é fundamental para o ótimo desenvolvimento das culturas e a escolha do sistema de cultivo pode favorecer uma maior dinâmica da matéria orgânica da superfície do solo e o teor de alumínio.

Além disso, a matéria orgânica presente na superfície do solo reduz os efeitos tóxicos do alumínio, devido a capacidade de complexar o elemento na fase sólida, já que a presença de substâncias húmicas promove a formação de compostos na solução do solo. Portanto, quando a superfície do solo existe uma quantidade significativa de matéria orgânica, o mesmo pode atuar de forma positiva ou negativa.

Esse excesso da matéria orgânica pode acidificar o solo devido a produção de gás carbônico proporcionado pela atividade dos microrganismos. Entretanto, o teor de matéria orgânica em quantidades ótimas pode interagir e melhorar as características do solo. Diante disso, esta revisão busca mostrar a interação entre a acidez do solo e o conteúdo de matéria orgânica.

Acidez do solo

Em diversas regiões do Brasil e do mundo a acidez do solo é um fator limitante na produtividade agrícola. A área total estimada no mundo a respeito da acidez do solo é de aproximadamente de 4 bilhões de hectares, no qual representa 30% da área total livre de gelo do mundo (SUMNER; NOBLE, 2003). Quando citamos o Brasil esta área é estimada em cerca de 70% de todas as regiões agrícolas consistem em solos ácidos.

A acidez de um solo se deve a presença de H^+ livres na solução do solo gerados a partir de componentes ácidos presentes durante a composição no solo



(ALCARDE; RODELLA, 2003). Esses solos podem ser naturalmente ácidos devido ao material de origem que em sua maioria contém baixos teor de potássio, cálcio, magnésio e sódio. Além disso, outros fatores podem contribuir para que a acidez do solo aumente, tal como, a erosão do solo, que por consequência da extração e exportação de nutrientes pelas culturas de interesse agrônômico, principalmente, por causa da lixiviação das bases trocáveis do solo (RAIJ, 2011).

Em condições de acidez a uma maior disponibilidade de elementos tóxicos como o alumínio, ferro, manganês e uma menor disponibilidades de Ca^{2+} e Mg^{2+} é reduzida (CAIRES et al. 2005). Assim, os solos classificados como ácidos são necessários realizar a prática da calagem pois somente assim neutralizará elementos em excesso e favorece o desenvolvimento de culturas.

Comumente, o material mais utilizado na correção da acidez é o calcário, porém existe outros materiais que podem ser utilizados como um corretivo de acidez do solo. O calcário possui uma solubilidade baixa em água e, sua ação neutralizante depende da área de contato do material, poder de neutralização e umidade do solo. Portanto, é recomendado que sua aplicação no solo seja a mais uniforme possível e com a incorporação adequada (ALCARDE; RODELLA, 2003). Diante disso, a escolha do corretivo de acidez vai determinar a sua ação rápida de neutralização do solo e disponibilização de nutrientes.

Os principais fatores que podem contribuir de forma benéfica às culturas mediante a correção da acidez do solo é a redução da toxidez por alumínio ou manganês e suprimento de Ca^{2+} e Mg^{2+} (ALCARDE, 2005). Assim, a calagem contribui para o aumento da disponibilidade de nitrogênio, fósforo, enxofre e molibdênio, além da promoção e do favorecimento de uma maior fixação biológica do nitrogênio (TANAKA; MASCARENHAS, 1992). Vale ressaltar que cobertura morta presente na superfície do solo resulta em um acúmulo de matéria orgânica no solo pela redução na velocidade de decomposição dos resíduos (CRUZ et al., 2010) e isso pode favorecer de forma positiva ou negativa na acidez do solo.

A atuação da matéria orgânica no solo pode acontecer de forma benéfica promovendo alterações nas características biológicas, físicas e químicas do solo. O efeito biológico da matéria orgânica no solo atua como importante indicador da qualidade do solo devido a presença de organismos vivos (OLIVEIRA, 2018). Na parte física do solo ocorre o favorecimento de uma maior agregação do solo, reduz a erosão, aumenta a porosidade e consequentemente a infiltração de água e aeração, além de reduzir a densidade do solo (OLIVEIRA, 2018). Por fim, as



alterações positivas na parte química do solo vão promover a elevação da CTC em regiões de clima tropical, elevação da taxa de carbono pelo aumento de resíduos, além de estabilizar o solo pelo poder tampão e inativar elementos tóxicos, como o Al^{3+} (LEAL, 2017).

Matéria orgânica do solo e seus constituintes

A matéria orgânica é todo o material que apresente carbono, podendo ser de origem vegetal, animal seja vivo ou morto em vários estágios de decomposição (PRIMO et al., 2011; EMBRAPA, 2013). Solos que apresentem um elevado nível de carbono no reservatório terrestre são os que terão maior nível de matéria orgânica e, portanto, maior atividade dos microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; PRIMO; MENEZES; SILVA; 2011). Assim, ao compreender a dinâmica da matéria orgânica em solos tropicais é importante entender também a parte eletroquímica do solo (ROCHA et al., 2005; MADARI; LIMA; WOODS; 2010), no qual está relacionado a capacidade de troca de cátions e o fornecimento de nutrientes ao solo, podendo abranger estudos voltados aos aspectos biológicos e ambiental do solo (GOMES et al., 2017).

As substâncias húmicas que estão presentes nas frações da matéria orgânica dentro do processo de humificação são subdivididas nas frações de ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas e isso acontece de acordo com a solubilidade em diferentes condições de pH (NASCIMENTO et al., 2010). Essas substâncias húmicas são responsáveis por influenciar na dinâmica de substâncias metálicas, reduzindo a toxicidade no solo, contribuir com a temperatura do solo, apresentando coloração escura, favorecendo a aeração pela formação de agregados, aumentando a troca catiônica e podendo atuar de diversas formas principalmente em relação ao pH (SLOBODA, 2007).

As substâncias húmicas não possuem uma definição simples, pois apresentam uma estrutura relativamente complexa e sem coloração pré-definida, elevado peso molecular, podendo ser de natureza heterogênea, formadas através de reações químicas resultantes da transformação e degradação de restos de animais e vegetais e também pela síntese de microrganismos (BENITES; MADARI; MACHADO 2003). Já os ácidos húmicos e fúlvicos quando relacionados a capacidade de troca catiônica do solo, ambos se apresentam origem orgânica na camada superficial do solo (TAN, 1993).

Os ácidos fúlvicos são definidos como grupos funcionais ácidos compostos por moléculas hidrofílicas pequenas, sendo solúveis em pH ácido ou básico



(PICCOLO, 2001; DOBBSS et al., 2009; PRIMO et al., 2011). Já os ácidos húmicos são associações nas quais predominam compostos hidrofóbicos estabilizados em pH neutro, são insolúveis em meio fortemente ácido e solúvel em meio alcalino (PICCOLO, 2001; DOBBS et al., 2009; BALDOTTO; BALDOTTO, 2014).

A fração denominada humina refere-se uma parte orgânica insolúvel em soluções ácidas, remanescente da extração dos ácidos húmicos e fúlvicos e é fortemente ligada a fração mineral do solo (STEVENSON, 1994; PRIMO et al., 2011); são relevantes durante o processo de agregação de partículas e encontrada em grande parte nos solos tropicais que contêm a maior parte do carbono humificado do solo (BENITES; MADARI; MACHADO; 2003; BALDOTTO; BALDOTTO, 2014; PLEGER; CASSOL; MAFRA; 2017).

Comportamento da matéria orgânica frente as reações químicas do solo

As reações que acontecem no solo estão praticamente relacionadas ao pH. Em solos situados nas regiões tropicais e subtropicais, são normalmente classificados como ácidos e, portanto, apresenta baixos valores de pH devido as altas temperaturas e alta precipitação (PLEGER; CASSOL; MAFRA, 2017). Nesses solos predominam cargas dependentes de pH, a exemplos da caulinita e os oxihidróxidos de ferro e alumínio (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001). Desse modo, a composição presente nas cargas desses solos contém em sua constituição matéria orgânica, visto que pode ser adsorvida ou complexada a caulinita e aos óxidos de Fe e Al (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989).

Os solos das regiões tropicais em que predominam os óxidos de Fe e Al, o ponto de carga zero faz com que o pH seja elevado (PRADO, 2003). Com a adição de matéria orgânica, grande parte dos óxidos são complexados com os compostos orgânicos do solo, interação que resulta na diminuição das cargas positivas, e, portanto, elevando a CTC e diminuição do pH do ponto de carga zero (OADES, 1984). Dessa maneira, nos solos minerais que passaram por elevados processos de intemperismos, o mesmo apresentará baixo pH e altos teores de alumínio e, portanto, desfavorável ao desenvolvimento das culturas de interesse agrônômico. Todavia, a matéria orgânica presente nesses solos tem um menor impacto negativo no desenvolvimento das plantas, devido ao elevado poder tampão da matéria orgânica (GILLMAN, 1985; ANDA et al., 2008).



Em solos altamente intemperizados (Tropicais) é importante o teor de matéria orgânica devido as cargas negativas geradas durante o processo, principalmente na superfície do solo, no qual se concentra grande parte da matéria orgânica em solos minerais (BALDOTTO et al., 2011). Todavia, é importante ressaltar que solos que contêm teor de matéria orgânica natural como é o caso na região Amazônica são necessários estudos sobre o manejo adequado pois pode acarretar na degradação da matéria orgânica natural, seja por processos de queimadas, seja mediante aos processos erosivos (CERRI et al. 2006; 2007, CAMPOS et al., 2013; AQUINO et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2015, CAMPOS et al., 2016; SOARES et al., 2016; GOMES et al., 2017).

Matéria orgânica na redução da acidez do solo causado pelo alumínio

A matéria orgânica quando acumulada favorece a redução da toxidez causada pelo alumínio, uma vez que a presença de cátions e carbono orgânico solúvel e alguns ácidos como láctico, acético, cítrico, e oxálico podem fazer parte deste complexo metálico (MIYAZAWA; PAVAN; FRANCHINI; 2000). A acumulação da matéria orgânica no solo e a utilização de métodos adequados de preparo do solo pode atuar positivamente ou não, no sistema solo.

O manejo adotado em alguns cultivos de preparo convencional do solo nos dias atuais gera uma grande preocupação com a saúde do solo e, portanto, resulta no uso de métodos que tendem a degradar menos o solo como é o caso sistema de plantio direto. Ao adotar o sistema de plantio direto verifica-se que ocorre aumento no teor de cátions e ânions em relação ao plantio convencional, isso porque acontece um aumento na condutividade elétrica e concentração de nutrientes na camada superior do solo (OLIVEIRA, 2018). Diante disso, o sistema de plantio direto é uma alternativa que vem sendo implementada no Brasil devido à alta disponibilidade de matéria orgânica presente na superfície dos solos e a mínima mobilização faz com que os complexos o alumínio solúvel aos ligantes orgânicos que podem ser altamente estáveis em reações com o elemento (SALET, 1998).

Embora a matéria orgânica libere agentes orgânicos ligáveis ao alumínio tóxico, é importante fazer a manutenção do solo através da implementação do sistema plantio direto, pois somente assim o alumínio será reduzido (OLIVEIRA, 2018). Assim, a constituição química da matéria orgânica influencia na capacidade de interação com os metais e seu contato pode ser feito na adsorção,



troca ou complexação (OLIVEIRA, 2018). Ressaltando que nessa última forma a complexação modifica a geoquímica dos íons metálicos alterando sua solubilidade, valência e potencial redox (BEZERRA; TAKIYAMA; BEZERRA, 2009).

A ligação que ocorre entre os ácidos húmicos, fúlvicos e o alumínio pode estar relacionado a degradação oxidativa da própria matéria orgânica presente no solo, criando moléculas solúveis que podem variar de acordo com o pH (GIONGO, 1997). Essa complexação que ocorre entre o Al e os ácidos orgânicos faz com que tenha uma diferença entre a posição dos grupos inorgânicos e orgânico. Diante disso, quando falamos em ácidos fracos e ácidos fortes acontece a presença de dois pares dos grupos funcionais ligados a dois carbonos adjacentes, por exemplo o ácido cítrico (OLIVEIRA, 2018).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

A matéria orgânica tem um grande potencial de redução do alumínio por proporcionar no perfil do solo uma maior atividade microbológica pelo seu acúmulo na superfície. Esse acúmulo da matéria orgânica no perfil do solo juntamente com a escolha do sistema de preparo adequado, como o sistema de plantio direto pode melhorar ainda mais a qualidade do solo. Ressaltando que o uso da calagem é indispensável na correção e neutralização da acidez do solo.



REFERÊNCIAS

ANDA, M.; SHAMSHUDDIN, J.; FAUZIAH, C. I.; OMAR, S. R. S. Mineralogy and factors controlling charge development of three Oxisols developed from different parent materials.

Geoderma, Amsterdam, v. 15, p. 153-167, 2008.

AQUINO, R. E.; CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JUNIOR, J.; OLIVEIRA, I. A.; MANTOVANELI, B. C.; SOARES, M. D. R. Geoestatística na avaliação dos atributos físicos em Latossolo sob floresta nativa e pastagem na região de Manicoré, AM. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 397-406, 2014.

BALDOTTO, M. A.; GIRO, V. B.; BALDOTTO, L. E. B.; CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X. Initial performance of pineapple and utilization of rock phosphate applied in combination with organic compounds to leaf axils. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 58, p. 393-401, 2011.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 61, p. 856-881, 2014.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. p. 7. (Comunicado Técnico, 16).

BEZERRA, P. S. S.; TAKIYAMA, L. R.; BEZERRA, C. W. B. Complexação de íons de metais por matéria orgânica dissolvida: modelagem e aplicação em sistemas reais. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 33, p. 639-648, 2009.

CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; OLIVEIRA, I. A.; SANTOS, L. A. C.; AQUINO, R. E. Spatial variability of physical attributes in Alfissol under agroforestry, Humaitá region, Amazonas state, Brazil. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 56, n. 2, p. 149-159, 2013.

CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; NASCIMENTO, M. F.; SILVA, D. M. P. Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, p. 339-349, 2016.



CAIRES, E. F.; ALLEONI, L. R. F.; CAMBRI, M. A.; BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no-till system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 791-798, 2005.

CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M. A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. *In*: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 245-266.

CERRI, C. E. P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; POWLSON, D. S.; BATJES, N. H.; MILNE, E.; CERRI, C. C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 58-72, 2007.

CRUZ, J. C. *et al.* **Milho: plantio direto**. Sete Lagos -MG, 6 ed: Embrapa Milho e Sorgo, 2010.

DOBBSS, L. B.; RUMJANECK, V. M.; BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X.; CANELLAS, L. P. Caracterização química e espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos isolados da camada superficial de Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 51-63, 2009.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W. *et al.* (eds.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: ASA/SSSA, p. 3-21, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

ENCK, B. F. **Matéria orgânica e sua relação com os atributos do solo em áreas sob conversão de floresta em cultivo no sul do Amazonas**. 2020. Dissertação (Mestrado em Agronomia Tropical) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2020.

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 627-646, 2001.



GILLMAN, G. P. Influence of organic matter and phosphate content on the point of zero charge of variable charge components in oxidic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 23, n. 4, p. 643-646, 1985.

GIONGO, V. **Alumínio em sistemas de culturas no sistema de plantio direto**. 1997. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

GOMES, R. P.; CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; SILVA, D. M. P.; CUNHA, J. M.; FRANCISCON, U.; SILVA, L. S.; OLIVEIRA, I. A.; BRITO, W. B. M. Variabilidade espacial de agregados e carbono orgânico sob três diferentes usos de Terra Preta de Índio no sul do Amazonas. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 33, n. 6, p. 1513-1522, 2017.

LAL, R.; PIRCE, F. J. The vanishing resource. *In*: LAL, R.; PIRCE, F. J. (eds.). **Soil management for sustainability**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1991. p. 1-5.

LEAL, M. A. A. **Aproveitamento agrícola de resíduos orgânicos**. Pato Branco: Embrapa, 2017.

LOPES, A. S.; ALVARES, V. H. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 291-334.

NASCIMENTO, P. C.; LANI, J. L.; MENDONÇA, E. S.; ZOFFOLI, H. J. O.; PEIXOTO, H. T. M. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 339-348, 2010

MADARI, B.; LIMA, H. N.; WOODS, W. (eds.). As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. **Embrapa Amazônia Ocidental**, Manaus, v. 358, p. 41-52, 2010.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. POTAFOS, **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 92, p. 1-8, dez. 2000.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA. 2006. 729 p.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, p. 810- 832, 2001.



ROCHA, A. T.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; RIBEIRO, M. R. Fracionamento do fósforo e avaliação de extratores do P-disponível em solos da Ilha de Fernando de Noronha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 178- 184, 2005.

SALET, R. L. **Toxidez de alumínio no sistema plantio direto**. 1998. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. *In*: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.). **Minerals in soil environments**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 380-427.

SUMNER, M. E.; NOBLE, A. D.; RENGEL Z. Soil acidification: the world story. **Environmental Science**, Heidelberg, p. 1-28, 2003.

SOARES, M. D. R.; CAMPOS, M. C. C.; OLIVEIRA, I. A.; CUNHA, J. M.; SANTOS, L. A. C.; FONSECA, J. S.; SOUZA, Z. M. Atributos físicos do solo em áreas sob diferentes sistemas de usos na região de Manicoré, AM. **Revista de Ciências Agrárias**, Recife, v. 59, p. 9-15, 2016.

SLOBODA, E. **Influência do tamanho molecular aparente das substâncias húmicas aquáticas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio e cloreto férrico**. 2007. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química de São Carlos São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley, 1994.

OLIVEIRA, A. S. **A matéria orgânica na redução do efeito tóxico do alumínio**. 2018. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C.; FREITAS, L.; SOARES, M. D. R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 45, n. 1, p. 1-12, 2015.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, The Hague, v. 76, p. 319-337, 1984.

PRADO, R. M. A calagem e as propriedades físicas de solos tropicais. **Revista Biociência**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 7-16, 2003.



PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, O da. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, Aracajú, v. 7, n. 5, p. 1-13, 2011.

PLEGER, P.; CASSOL, P. C.; MAFRA, A. L. Substâncias húmicas em Cambissolo sob vegetação natural e plantios de pinus em diferentes idades. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 807-817, 2017

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

TANAKA, R. T.; MASCARENHAS, H. A. A. **Soja: nutrição, correção do solo e adubação**. Campinas: Fundação Cargill, 1992.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. 2nd. ed. New York: Marcel Dekker, 1993.

VAZ, D. O. **Estudo das interações de íons metálicos divalentes com ácidos fúlvicos extraídos das águas do Rio Suweanee**. 2006. Tese (Doutorado em Química) - Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.



Capítulo
09**O USO DAS ESCÓRIAS DE
SIDERURGIA NOS ATRIBUTOS
QUÍMICOS DO SOLO**

*Alessandra Vieira da Silva,
Mara Lúcia Cruz de Souza,
Tatiane Cristovam Ferreira*

INTRODUÇÃO

O avanço industrial tem aumentado mundialmente e com isso gerado uma grande produção de resíduos. Este aumento é observado em todos os países do mundo, onde se aumenta a preocupação quanto a destinação final desses resíduos de maneira inadequada. Assim, esses subprodutos de origem industrial tornaram-se fonte de diversos tipos de uso em atividades econômicas.

O resíduo siderúrgico é um material pouco utilizado na agricultura brasileira, talvez pela pequena quantidade de pesquisas realizadas no Brasil; em contrapartida, em outros países é bastante utilizado como por exemplo no Japão (PRADO; FERNANDES, 2000) onde seu uso como corretivo e/ou fertilizante já é consagrado no mercado. Desse modo, alguns pesquisadores brasileiros têm se dedicado a trabalhar com escórias, mas ainda há pouco resultados sobre os efeitos que esses resíduos proporcionam nos solos brasileiros e para as culturas de interesse agrônômico do país. Contudo, vale salientar-se que essas escórias têm o efeito positivo na correção da acidez do solo e na disponibilização de P e Si (ALCARDE, 2005).

Uma alternativa viável para a disposição final desses resíduos seria a sua utilização em meio agrícola. Esse resíduo tem em sua constituição Ca e Mg presente no calcário que posteriormente darão origem à escória (ALCARDE, 2005). Desse modo, a escória apresenta constituintes neutralizantes e bases como Ca e Mg (ALCARDE, 2005) e, é também fonte de silício no qual pode influenciar na eficiência de aproveitamento dos fertilizantes fosfatados (PRADO; FERNANDES; NATALE, 2001), entre outras vantagens.

O teor de silício das escórias de siderurgia pode variar quanto ao tipo, podendo apresentar na escória de aciaria cerca de 12 a 22 dag kg⁻¹, enquanto a escória de alto-forno, varia entre 36 a 42 dag kg⁻¹ (PIAU, 1995).

A utilização de resíduos siderúrgicos tem-se mostrado uma alternativa para a correção da acidez do solo, ressaltando que as escórias são subprodutos



das indústrias siderúrgicas e são fontes baratas e abundantes de silicatos, ou seja, seu principal elemento se caracteriza como silicato de cálcio e magnésio (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). As escórias de siderurgia têm origem a partir do processo que acontece a altas temperaturas, acima de 1400 °C, da reação do calcário com a sílica (SiO_2), presente no minério de ferro (MADEIROS; ALMEIDA; AQUINO, 2008). Assim, esse material apresenta grande potencial de utilização na agricultura, devido aos seus constituintes e seu poder de neutralização semelhante ao dos calcários.

Quando o calcário e a escória são aplicados com partículas granulométricas do mesmo tamanho (mesma reatividade - Re), a eficiência da escória é reduzida quanto à elevação do pH do solo (MOREIRA, 2017). Assim, a capacidade do calcário e das escórias de maneira geral está relacionada a ação corretiva da acidez do solo, mas ressalta-se que essas diferenças entre esses corretivos são detectadas através da área de contato dos mesmos.

Alguns estudos têm buscado melhorar as características químicas do solo com o uso das escórias, ressaltando avanços positivos que obtiveram nos atributos químicos do solo, através da elevação do pH e dos teores de Ca e Mg (SANTOS, 2009). O silício presente no silicato favorece a disponibilidade de P na solução do solo podendo ser maior ou menor sua adsorção, pois ambos os elementos competem pelo mesmo sítio de adsorção (SARTO et al., 2014). Desse modo, é necessário mais estudo para verificar de forma eficiente os efeitos que a aplicação de escórias pode trazer ao solo e consequentemente seus benefícios na planta, pois ambos se interligam no sistema solo-planta.

A escórias de siderurgias e o seu uso como material corretivo

O grande aumento de indústrias siderúrgicas impulsionadas pela evolução constante da civilização nos últimos tempos, é sustentada a partir da produção de ferro e aço (KORNDORFER et al, 2000). Esses resíduos industriais vêm aumentando e acaba sendo um grande problema que as usinas siderúrgicas enfrentam. Entretanto, uma alternativa de aproveitamento seria a utilização deste resíduo que contribui para diminuir os impactos ambientais causados pelo descarte de forma inadequada (HOJO, 2010). Desse modo, segundo o Instituto Aço Brasil (2020), a geração desse resíduo no Brasil, no ano de 2019 foi de 1,7 % e ocupa a oitava posição no ranking mundial, ficando atrás das grandes potenciais geradoras como China (53%), Índia (5,9%), Japão (5,3%) e Estados Unidos (4,7%) em produção mundial aço bruto.



Na indústria siderúrgica brasileira é produzido o ferro-gusa e o aço e, como resíduo desse processo temos a escória, que pode ser utilizada na correção da acidez do solo devidos as propriedades presentes que possuem alguns nutrientes na constituição (PRADO; FERNADES; NATALE, 2001). O uso desses materiais na agricultura vem causando vários questionamentos, pois são necessários estudos que sustentam a efetividade ou não do uso de resíduos que sobram através dos processos industriais. Assim, para que de fato seja aceitável o uso das escórias, estudos agrônômicos são importantes para mostrar os efeitos benéficos que as mesmas podem apresentar no sistema solo-planta, podendo ser na forma como um material corretivo ou como uma fonte de nutrientes (PRADO; NATALE, 2004).

Amaral et al. (1994) relatam que a aplicação de escória pode corrigir a acidez do solo e ao mesmo tempo fornecer micronutrientes essenciais para as plantas, tornando-se mais vantajosa em relação ao uso do calcário, pois a escória contém em sua constituição alguns fontes de micronutrientes que são importantes para o solo.

A escória de siderurgia é um material produzido através do aquecimento do minério de ferro, calcário e carvão, no qual resulta na redução do ferro e produção de compostos indesejáveis que não foram reduzidos (HOJO, 2010), que são denominadas escórias de siderurgia. Esse insumo é pouco utilizado no Brasil como um corretivo de acidez do solo ou como fornecedor de nutrientes essenciais (Ca, Mg e Si) (QUAGGIO, 2000), pois o seu uso é pouco conhecido em meio agrícola.

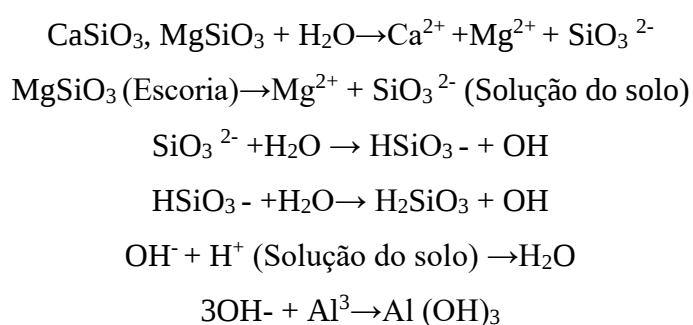
A aplicação da escória de siderurgia tem como finalidade corrigir a acidez do solo e, apresenta na sua composição silicato de cálcio que promoverá no solo o aumento do pH, redução do alumínio, manganês tóxico e fornecer cálcio, apresentando semelhanças nas reações química no solo promovidas pela aplicação do calcário (PRADO; FERNADES; NATALE, 2001). Além do potencial de correção do solo, outro benefício do uso das escórias é o alto teor de silício presente nesse material sendo que, esse elemento é encontrado também em solos tropicais e subtropicais cuja quantidade de silício apresenta-se baixo e é imediatamente disponível para as plantas (PEREIRA et al., 2004). Todavia, em algumas classes de solos encontrados nessa mesma região possuem um elevado grau de intemperismo, pH baixo e são completamente pobres em nutrientes sendo necessário fazer a correção do solo (PEREIRA et al., 2004). Assim, a aplicação das escórias de siderurgia apresenta resultados positivos



podendo ser igual ou superior ao uso de calcários quando relacionado a solubilização e ainda é uma fonte importante de silício (PRADO; FERNANDES; NATALIE, 2003) que tem efeito no solo bastante significativo.

A prática utilizada para a neutralização da acidez do solo é a calagem, no qual, na maioria das vezes sua eficiência vai depender do contato com o solo e sua aplicação de forma para que então, resulte na elevação do pH, saturação por bases e no fornecimento de Ca e Mg (MIRANDA; MIRANDA, 2000). A elevação do pH promove a disponibilização dos elementos presentes na solução do solo, tornando possível a absorção pelas plantas (MIRANDA; MIRANDA, 2000). Uma alternativa para correção do solo é o uso de escórias de siderurgia que possui composição semelhante aos carbonatos, podendo substituir com algumas vantagens o calcário, como por exemplo a maior mobilidade no solo e por serem mais solúveis em relação aos calcários (CORRÊA et al., 2007). Vale ressaltar que os carbonatos possuem baixa solubilidade em água e consequentemente baixa mobilidade no perfil do solo (CASTRO; CRUSCIOL, 2013). Desse modo, recomenda-se que a aplicação de silicatos utilize a mesma metodologia utilizada para a prática de calagem dos calcários.

Após a aplicação dos resíduos siderúrgicos acontece as reações químicas que envolve os mecanismos de correção do solo pela utilização desses silicatos, nota-se que ocorre formação de SiO_3^{2-} , que reage com a água e libera íons OH^- , os quais neutralizam o Al^{3+} fitotóxico, conforme descrita na equação abaixo (ALCARDE; RODELLA, 2003).



A escória tem ação neutralizante igual ao dos calcários, porém, uma diferença entre ambos os corretivos pode ser apresentada mediante a área de contato e do poder de neutralização dos corretivos (SANTOS, 2009). Segundo Moreira, (2017) quando o calcário e a escória são aplicados em granulometrias semelhantes, ou seja, quando ambas apresentem a mesma reatividade e, a eficiência da escória é reduzida quanto à elevação do pH do solo. Assim, a ação



neutralizante das escórias de siderurgia está relacionada a área de contato, no qual mostra-se semelhança com a utilização dos calcários.

Estudos realizados até hoje buscaram melhorar as características químicas do solo sob o uso das escórias, ressaltando os avanços positivos que obtiveram nas propriedades químicas do solo, com a elevação do pH e dos níveis de Ca e Mg.

Efeito das escórias de siderurgia nos atributos do solo

As escórias de siderurgias possuem componentes neutralizantes como os silicatos de cálcio (Ca) e de magnésio (Mg) cujo comportamento no solo é semelhante ao do calcário (GOMES; GARGANTINI; BLANCO, 1965), que por sua vez pode ser utilizado com a finalidade de correção da acidez e como fertilizante. Algumas pesquisas mostram o efeito positivo das escórias de siderurgia nos atributos químicos do solo, como eficiência da correção da acidez, elevação da saturação por bases, na elevação dos níveis de Ca e Mg e a diminuição da saturação por alumínio, entre outros (PRADO; FERNANDES, 2000; RAMOS et al., 2006; VILELA; ANDRADE; VILELA, 2007). Assim, vale ressaltar que esses autores indicam que esses subprodutos tem a capacidade de substituir os calcários.

Fortes (1993) avaliou dois tipos de escórias de alto-forno de fabricação de ferro-gusa como corretivo da acidez de dois tipos de Latossolos de diferentes texturas e observou que os dois materiais utilizados agiram na correção da acidez e, que ambos os materiais foram iguais aos calcários.

Resultados semelhantes foram apresentados por Korndörfer et al. (2000), realizando uma pesquisa em casa de vegetação com dois tipos de solos (arenosos e argilosos da região do Triângulo Mineiro). Os autores constataram que com a aplicação do silicato de cálcio houve aumento no pH e do cálcio trocável praticamente em todos os tipos de solos (quatro tipos) avaliados. Os autores verificaram ainda que esse aumento do pH, pode ser devido ao aumento na concentração de hidroxilas (OH^-) no solo e, os teores de Ca no solo também se elevou em função da constituição do silicato (30% de Ca), bem como elevou-se também a saturação por bases e diminuiu a saturação por alumínio (KORNDÖRFER et al., 2000).

Carvalho-Puppato et al. (2004) relataram em um Latossolo Vermelho distroférico com o emprego de dois tipos de escórias (alto-forno e aciaria) em doses onde representava a aplicação de 1 t ha^{-1} de Si. Como resultados estes



pesquisadores concluíram que ambas as escórias contribuíram para o aumento do pH e redução da acidez potencial ($H^+ Al$) no solo em relação à testemunha e que a escória de aciaria aplicada ao solo produziu aumentos significativos de Ca, Mg e Si em sua composição. Desse modo, mesmo com esses efeitos positivos na fertilidade do solo, isso não influenciou no aumento na produção de grãos e nem na matéria seca da cultura do arroz no solo tratado com a escória de aciaria em relação ao cultivo em solo testemunha (CARVALHO-PUPPATO; BULL; CRUSCIOL, 2004). Barbosa Filho et al. (2004) realizaram estudos em Latossolo Vermelho distroférrico com textura franco argilosa e aplicação de uma escória de origem da fabricação de superfosfatos, rica em Si. A aplicação de escória apresentou ação corretiva eficiente no solo e, com essa ação houve aumento das disponibilidades de Si, P e na saturação por bases. Resultado semelhante foi apresentado em outra pesquisa por Madeiros et al. (2008) estudando o efeito de escória de siderurgia sobre a disponibilidade de P em um Argissolo Vermelho-Amarelo em casa de vegetação. Esse estudo resultou-se que a aplicação de escória que têm na sua composição silício contribuiu com a máxima disponibilidade de silício e fósforo para a solução do solo, além de ser uma opção bastante promissora para dispor esse resíduo de forma adequada.

Louzada (1987) concluiu que ao aplicar calcário e escória de siderurgia no solo usando a mesmo tamanho de partículas, as escórias mostraram a mesma eficiência no aumento do pH do solo comparado ao calcário. O autor relata que o uso das escórias pode proporcionar aumento favorável na disponibilidade de fósforo, provocado pela adição de silicato ao meio. Assim, as escórias promovem o favorecimento de nutrientes importantes para as plantas.

Accioly et al. (2000) avaliaram o fornecimento de micronutrientes para a cultura do milho utilizando o pó de forno elétrico (PFE) da indústria siderúrgica. Concluíram que houve aumento do pH do solo, de 4,7 para 5,5 e 6,5, e que o resíduo siderúrgico mostrou-se bastante positivo no fornecimento de micronutrientes (em especial o Zn) para a cultura do milho. O PFE proporcionou maior solubilidade em condições de maior acidez do solo, porém, a presença de Cd e Pb forma elevada faz com que seu uso seja limitado (ACCIOLY et al., 2000). Assim, é importante verificar se a característica das escórias vai atender a necessidade de forma positiva ou negativa no solo.

Em outro estudo que teve duração de 24 meses, foi observado o efeito da aplicação da escória siderúrgica em solo cultivado com cana-de-açúcar, sobre a liberação de micronutrientes (PRADO; NATALE, 2004). Após o período



experimental, concluíram que, a escória de siderurgia promoveu efeito benéfico na disponibilidade de Fe, Cu, B e Zn no solo e comportou-se adequadamente como corretivo de acidez e como fonte de micronutrientes. Desse modo, o uso das escórias além de fornecer nutrientes, atua na correção da acidez no solo e acaba sendo uma alternativa efetiva o seu uso como fertilizante podendo até substituir os calcários.

Piau (1995), ao conduzir ensaio em vasos utilizando escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo (até duas vezes a dose para elevar $V = 70\%$), verificou que houve aumento nas concentrações de micronutrientes no solo, melhorando o desenvolvimento das culturas, especialmente da cana-de-açúcar (ORLANDO FILHO; ROSSETO; MURAOKA, 1994). No caso da aplicação de doses elevadas de escória de siderurgia (até 100 t ha^{-1}), Amaral Sobrinho et al. (1997) observaram que a solubilidade dos metais pesados do solo é reduzida com o tempo (após 18 meses da aplicação). Desse modo, as escórias apresentam vários efeitos benéficos nos atributos químicos do solo tanto na correção da acidez do solo, no fornecimento de micronutrientes.

Outro trabalho Castro e Crusciol, (2013) estudaram a eficiência da calagem superficial com a aplicação de silicato nos atributos químicos do solo, nutrição de plantas e componentes do rendimento final de várias culturas em sistema de plantio direto. Observaram que após 18 meses de aplicação, os silicatos atingiram maior profundidade no solo, maior disponibilidade de fósforo e reduziram o alumínio tóxico em comparação aos calcários (CASTRO; CRUSCIOL, 2013). Relatam ainda que ambas as fontes de correção melhoraram a nutrição mineral para as culturas, principalmente os teores de Ca e Mg refletindo no maior rendimento. Desse modo, a utilização de silicatos em sistema de plantio direto mostra que há benefícios tanto na correção da acidez do solo quanto no rendimento das culturas.

Fornecimento de silício pelas escórias

As escórias de siderurgia contêm silício e pode fornecer o elemento para as culturas. Ressaltando que o silício, apesar de ser um elemento em abundância na crosta terrestre, não é considerado essencial para as plantas. Contudo, O Si tem efeito positivo para o crescimento e produção de algumas espécies, principalmente aquela consideradas acumuladoras como as gramíneas, resultando no aumento da disponibilidade do P, maior resistência ao ataque de pragas e doenças (SANTOS, 2009). Estudos realizados com diversas espécies



vegetais como leguminosas, fruteiras tropicais e cafeeiro, além de gramíneas, comprovam que o Si proporciona efeitos benéficos em várias culturas (KORNDÖRFER et al., 2000; PRADO et al., 2002b; CARVALHO-PUPPATO J.G.; BULL, L.T.; CRUSCIOL 2004). Desse modo, as escórias de siderurgia podem fornecer silício para o solo e conseqüentemente o disponibilizar na solução do solo, visto que, em algumas regiões do Brasil esses solos contêm quantidades baixas de silício.

No Brasil onde se concentra regiões agrícolas importantes, como o Centro-Oeste brasileiro (cerrado) são bastante pobres em Si devido à dessilificação, que consiste na remoção do silício durante a meteorização das rochas (BRADY, 1992). Esses solos apresentam-se na maioria das vezes com o pH baixo, alto teor de alumínio, baixa saturação por bases e alta capacidade de lixiviação de P e uma atividade microbiana reduzida (BRADY, 1992). Desse modo, apesar desses solos possuírem quantidades baixas de silício causado pelos processos de intemperismo é importante fazer o fornecimento de silício através da aplicação de escórias de siderurgia, pois terá benefícios tanto nos atributos do solo quanto na estrutura das plantas.

A aplicação de escórias de siderurgia no solo tem um efeito no aumento do pH, fornece Ca e Mg e, aumenta a disponibilidade de P para as plantas e reduz os efeitos tóxicos de alumínio, manganês e ferro (KORNDÖRFER G. H.; PEREIRA, H. S.; CAMARGO, M. S., 2003). Outros estudos mostram que a presença de silício presente nos materiais silicatados pode aumentar o aproveitamento do P às plantas, principalmente em solos muito intemperizados (SANCHEZ; UEHARA, 1980; VOLKWEISS; RAIJ, 1977; ROTHBUHR; ENGEL, 1958; AYRES, 1966; FASSBENDER; MOLINA, 1969; SHERMAN, 1969; PLUCKNETT, 1972). Isso ocorre devido à elevação do pH promovendo de forma indireta o bloqueio dos sítios de adsorção, pois há evidências de que competem pelo mesmo sítio de adsorção (SAVANT; SNYDER; DATNOFF, 1997). Além de reduzir os efeitos tóxicos de Fe, Mn e Al com a utilização de Si no solo e em solução nutritiva (MA; TAKAHASHI, 1991; MA; TAKAHASHI, 1990).

Vários estudos têm demonstrado efeitos benéficos da aplicação de Si em culturas como arroz, aveia-branca, cana-de-açúcar, cevada, feijão, milho, pastagens, sorgo, soja e trigo (CASTRO; CRUSCIOL, 2013).

Em um estudo sobre o efeito de uma escória de alto forno na produção de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.), em solos com baixos teores de sílica



solúvel, Ayers (1966) verificou que houve efeito positivo entre a resposta à aplicação de escória e teores de sílica solúvel no solo. Posteriormente foi realizado outros estudos em casa-de-vegetação em que constatarem efeito estimulador de crescimento devido ao Si, pois aumentos de produção de cana e de teores de açúcar foram obtidos com a adição de CaSiO_3 (AYERS, 1966). O autor indicou a escória como fonte de Si para a cultura de cana-de-açúcar (AYERS, 1966). Desse modo, são relatados também que a aplicação de escória resulta em um tempo maior de correção da acidez do solo, ou seja, um efeito residual benéfico não só para o solo mas para as plantas também, em especial no aumento da produção de soqueira da cana-de-açúcar (PRADO; FERNANDES; NATALIE, 2003a), além de elevar a produtividade e o teor de açúcar da planta em solos pobres em silício disponível (MALAVOLTA, 1997).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação de escórias apresenta vários benefícios tanto no fornecimento de micronutriente quanto na correção da acidez do solo. A utilização deste resíduo na agricultura é uma alternativa viável para sua disposição final. Assim, as escórias têm alta capacidade para substituir os calcários em relação a correção da acidez do solo além de promover efeito significativo nos atributos do solo.



REFERÊNCIAS

- ALCARDE, J. C. **Corretivos da acidez dos solos**: características e interpretações técnicas. São Paulo: ANDA, 2005. (Boletim Técnico, 6).
- ALCARDE, J. A.; RODELLA, A. A. Qualidade e legislação de fertilizantes e corretivos. *In*: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVARES, V. H. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 291-334.
- ACCIOLY, A. G.; FURTINI NETO, A. E.; MUNIZ, J. A.; FAQUIN, V.; GUEDES, G. A. A. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, p. 1483-1491, 2000.
- AMARAL, A. S.; DEFELIPO, B. V.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F. Liberação de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 29, p. 1351-1358, 1994.
- AYRES, A. S. Calcium silicate slag as a growth stimulant for sugarcane on low-silicon soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 101, n. 3, p. 216-227, 1966.
- BRADY, N. C. **The nature and properties of soil**. 10. ed. New York: Macmillan, 1992. p. 179-200.
- CARVALHO-PUPATTO, J. G.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz de acordo com a aplicação de escórias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1213-1218, 2004.
- CASTRO, G. S. A.; CRUSCIOL, C. A. C. Effects of superficial liming and silicate application on soil fertility and crop yield under rotation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 195- 196, p. 234-242, 2013.
- CORRÊA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MARCELINO, R.; MAUAD, M. Correção da acidez e mobilidade de íons em latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, p. 1307-1317, 2007.
- ENGEL, W. **Contribution to the function of silica in plant tissues**. *Naturwissenschaften*, Berlin, v. 45, p. 316-317, 1958.



FASSBENDER, H. W.; MOLINA, R. Influência de enmiendas calcáreas y silicatadas sobre el efecto de fertilizantes fosfatados en suelos derivados de cenizas volcánicas em Costa Rica. *In*: PANEL SOBRE SUELOS DERIVADOS DE CENIZAS VOLCÁNICAS DE AMERICA LATINA. IICA, 1969, Turrialba, Costa Rica. **Panel...** Turrialba, 1969. p. C-2- C.2.12.

FORTES, J. L. O. **Eficiência de duas escórias de siderurgia, do Estado do Maranhão, na correção da acidez do solo.** 1993. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1993

GOMES, A. G.; GARGANTINI, H.; BLANCO, H. G. Comportamento de tipos de escória de siderurgia como corretivo da acidez do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 24, p. 173-79, 1965.

HOJO, R. H. **Utilização de escória de siderurgia na cultura da goiabeira.** 2010 Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

INSTITUTO AÇO BRASIL. **Relatório de sustentabilidade 2020.** Disponível em: <https://acobrasil.org.br/relatoriodesustentabilidade/index.html>.

KORNDÖRFER, G. H.; ARANTES, V. A.; CORRÊA, G. F.; SNYDER, G. H. Efeito do silicato de cálcio no teor de silício no solo e na produção de grãos de arroz de sequeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p.635-641, 2000.

KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, H. S.; CAMARGO, M. S. **Silicatos de cálcio e magnésio na agricultura.** Uberlândia: GPSi-ICIAG-UFU, 2003. 23 p. (Boletim Técnico, 1).

LIMA FILHO, O. F.; LIMA, M. T. G.; TSAI, S. M. **O silício na agricultura.** p. 1-7, 1999. (Encarte Técnico - Informe Agrônômico, 87).

LOUZADA, P. T. C. **Eficiência de uma escória de siderurgia como corretivo e fertilizante do solo.** 1987. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1987. 52 p.

MA, J.; TAKAHASHI, E. Effect of silicic acid on rice in P-deficient soil. **Plant Soil**, The Hague, v. 126, p. 121-125, 1990.

MA, J.; TAKAHASHI, E. Effect of silicate on phosphate availability for rice in a deficient soil. **Plant Soil**, The Hague, v. 133, n. 2, p. 151-155, 1991.



MADEIROS, L. B.; ALMEIDA, G. M.; AQUINO, B. F. Aplicação da escória de siderurgia no solo: efeito sobre o fósforo solúvel. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, p. 005-013, 2008.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. rev. atual. Piracicaba: Potafos, 1997.

MIRANDA, L. N.; MIRANDA, J. C. C. Efeito residual do calcário na produção de milho e soja em solo Glei pouco húmico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 209-215, 2000.

MOREIRA, L. L. Q. **Alterações no sistema solo-planta em resposta a fontes e modos de aplicação de corretivos de acidez em sistema de semeadura direta**. 2017. Tese (Doutorado em Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2017.

ORLANDO FILHO, F.; ROSSETO, R.; MURAOKA, T. Efeito residual de tipos e doses de calcários utilizados em cana-de-açúcar: avaliação em relação a micronutrientes e pH do solo. **STAB**, Piracicaba, v. 12, p. 15-19, 1994.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo cultivado com cana-de-açúcar em vaso. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 739-744, 2000.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M.; NATALE, W. **Uso agrícola da escória no Brasil: estudos na cultura da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: FUNEP, 2001. 67 p.

PRADO, R. M.; COUTINHO, E. L. M.; ROQUE, C. G.; VILLAR, M. L. P. Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 4, p. 539-546, abr. 2002.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M.; NATALIE, W. Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo na soqueira de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa. MG, v. 27, p. 287-296, 2003.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Aplicação do silicato de cálcio em Argissolo Vermelho no desenvolvimento de mudas de maracujazeiro. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 26, n. 4, p. 387-393, 2004.



PEREIRA, H. S.; KORNDORFER, G. H.; VIDAL, A. A.; CAMARGO, M. S. Fontes de silício para a cultura do arroz. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 16, p. 522-528, 2004.

PIAU, W. C. **Efeitos de escórias de siderurgia em atributos químicos de solos e na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1995. Tese (Doutorado em Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995. 124 p.

PLUNCKNETT, D. L. The use soluble silicate in Hawaiian agriculture. **University of Queensland Papers**, Brisbane, v. 1, n. 6, p. 203-233, 1972.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2000. 111 p.

RAMOS, L. A.; NOLLA, A.; KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, H. S.; CAMARGO, M. S. Reatividade de corretivos da acidez e condicionadores de solo em colunas de lixiviação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 849-857, 2006.

ROTHBUHR, L.; SCOTT, F. A study of the uptake of silicon and phosphorus by wheat plants with radio chemical methods. **Biochemie Journal**, Paris, v. 65, p. 641-645, 1957.

SANCHEZ, P.; UEHARA, G. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. *In*: KHASAWNECH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 471-514.

SANTOS, V. M. **Potencial da escória silicatada na correção da acidez do solo em plantio direto**. 2009. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

SARTO, M. V. M.; RAMPIM, L.; LANA, M. C.; ROSSET, J. S.; ECCO, M.; WOBETO, J. R. Atributos químicos do solo e desenvolvimento da cultura do trigo em função da adubação silicatada. **Agrarian**, Dourados, v. 7, n. 25, p. 390-400, 2014.

SAVANT, N. K.; SNYDER, G. H.; DATNOFF, L. E. Silicon management and sustainable rice production. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 58, p. 151-199, 1997.



SHERMAN, G. D. Crop growth response applications of calcium silicate to tropical soil in Hawaian Islands. **Agricultural Digest**, New York, v. 18, p. 11-19, 1969.

VILELA, H.; ANDRADE, R. A.; VILELA, D. Efeito de níveis de silicato sobre a correção do solo, produção e valor nutritivo do capim elefante paraíso (*Pennisetum hybridum*). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE SILÍCIO NA AGRICULTURA, 4., 2007, Botucatu, 2007. **Resumos...** p. 9-13

VOLKWEISS, S. J.; RAIJ, B. van Retenção e disponibilidade de fósforo em solos. In: SIMPÓSIO SOBRE CERRADO, BASES PARA UTILIZAÇÃO AGROPECUÁRIA, 4. 1976, Brasília, DF, **Anais...** São Paulo: EDUSP, 1977. p. 317-332.



Capítulo
10**INFLUÊNCIA DAS MÁQUINAS
AGRÍCOLAS SOBRE O SOLO**

*Michael Patrick Ferreira Althman,
Gustavo Ramos Gomes,
Saulo Fernando Gomes de Souza*

INTRODUÇÃO

A crescente demanda mundial por alimentos, faz com que o Brasil tenha uma participação cada vez mais significativa no mercado agrícola global. Principalmente por ter uma produção praticamente 12 meses no ano, algumas culturas podem chegar a produzir até três safras. E por ser um país que tem clima favorável (tropical ou subtropical) e capacidade tecnológica para produzir em solos de baixa fertilidade (EMBRAPA, 2018).

Suprir essa demanda cada vez maior a cada ano por produtos agrícolas seria improvável sem a utilização das tecnologias disponíveis, somadas às inovações tecnológicas para concretizar tal processo agrícola. Assim, uma das tecnologias que envolvem esse processo é utilização de maquinários agrícolas, que buscam maximizar o rendimento operacional (ha h^{-1}) e a produtividade em um menor custo de produção (LOPES et al. 2011).

O avanço da tecnologia envolvendo a mecanização agrícola está resultando em máquinas de maior porte e cada vez mais modernas, com intuito de agilizar e facilitar o trabalho no campo. A utilização dessas máquinas tem como justificativa principal a maior rapidez na execução de suas atividades, como por exemplo, preparo de solo, semeadura, tratos culturais, pulverizações, colheita e transporte (FLORES e LAL, 1998).

No Brasil existe uma diversidade de áreas de cultivo, diferenciando-se umas das outras por: extensão, relevo, tipo e textura do solo, teor de matéria orgânica, teor de umidade no solo, fertilidade, condições climáticas, entre outros. Geralmente as áreas cultivadas são extensas, e como consequência é sempre necessário a modernização de máquinas e equipamentos para que possa operar e manejar em diversos cenários agrícolas (DA COSTA, 2017).

O aumento no tamanho das máquinas e equipamentos agrícolas e no intenso tráfego nas áreas durante o processo agrícola, pode refletir em alguns aspectos negativos quando manejados de maneira incorreta. Pois como consequência pode favorecer o desenvolvimento de compactação, acarretando alterações consideráveis nas propriedades físicas e químicas do solo (STRECK et al., 2004).



Essas alterações referem-se ao decréscimo da porosidade e por consequência o aumento da densidade em relação às condições originais do solo (NOVAK et al., 1992; TAVARES FILHO et al., 2001). Dessa forma, cria-se uma série de dificuldades para desenvolvimento da cultura, na qual a raiz tem restrição no seu desenvolvimento e absorção dos nutrientes necessários (ROSOLEM, 1995).

Além da compactação, as máquinas também podem provocar amassamento de plantas em lavouras já instaladas. O qual ocorre devido à necessidade da entrada dos maquinários na lavoura, para por exemplo, realizar aplicações de produtos fitossanitários ou adubações, como consequência afetará a produção final da lavoura por conta do amassamento (JUSTINO et al., 2006; LUDWIG et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2014; DA COSTA, 2017; REIS e ZANATTA, 2020).

Um solo bem manejado irá refletir em boas produtividades, porém um solo mal trabalhado pode levar a uma sucessão de problemas físicos e mecânicos como: compactação, degradação, baixa infiltração de água e até mesmo erosão. Todas essas características estão diretamente ligadas ao tráfego de máquinas e implementos (SANTOS et al., 2005).

Compactação

Segundo Seixas (1988), a compactação do solo é a agregação de partículas, reduzindo seu volume em um mesmo espaço. Trata-se da força (pressão, impacto ou vibração) aplicada sobre ele, e mudanças como, redução da porosidade, aumento da densidade em função do arranjo das partículas e o decréscimo no volume dos macroporos, diminuindo o efeito da translocação e infiltração interna de ar e água. Soane e Van Ouwerkerk (1994) definem a compactação como processo de aumento na densidade aparente do solo, com incremento da resistência à penetração, redução na porosidade total e permeabilidade.

Tal processo pode variar de acordo com o tipo solo e a umidade presente em cada um deles, geralmente quando se tem menor umidade existe mais resistência em sofrer mudanças nos tamanhos e a distribuição dos poros deste, tornando esse processo menos vulnerável à compactação. Deste modo, quando se torna mais favorável, ou seja, quando a umidade aumenta, o atrito e a coesão das partículas são reduzidos. rearranjando estas na camada do solo e consequentemente, uma partícula se desliza e pressiona sobre a outra compactando as camadas do solo (REINERT, 1992; HÄKANSSON e VOORHESS, 1998; SZYMCZAK, 2013).



Segundo Vargas (1977) o engenheiro americano Ralf Proctor, em 1993, foi o pioneiro no estudo sobre o princípio da mecânica dos solos e que desenvolveu inúmeras pesquisas que impactaram de forma positiva a academia e estudos subsequentes. Com isso, destaca-se a compactação do solo, a qual é dependente da energia aplicada e da umidade do solo no momento da compactação, portanto, o processo de compactação poderia ser estudado para a busca de entendimentos e de soluções agrícolas.

Amassamento

Em qualquer cultura convencional é necessário a utilização de defensivos agrícolas para garantir o controle de pragas, doenças e plantas daninhas. Existem diferentes modalidades de aplicação de produtos, como terrestres e aéreo, sendo a aplicação terrestre a modalidade que vai interferir diretamente no processo do amassamento.

Esse fato ocorre devido aos pulverizadores terrestres terem que entrar na lavoura para as devidas aplicações. No momento de entrada e reentrada as plantas são pisoteadas e amassadas pelos pneus dos pulverizadores e conseqüentemente acarretará perda na produção. Essa perda é uma situação particular de cada cultura, formato da área, presença de terraços, relevo e topografia. Além disso, vai depender também das características do pulverizador como dimensões dos rodados, tamanho da barra e a presença de equipamentos como, “piloto automático” GPS (Global Positioning System) (Figura 1) e qualidade do sinal; portanto não existe um parâmetro do quanto será o amassamento da cultura (REIS e ZANATTA, 2020).



Figura 1. Exemplos de rastro do equipamento direcionado por GPS.
Fonte: Reis e Zanatta, 2020.



Na aplicação terrestre, caso não haja equipamentos como o GPS, a qualidade da aplicação pode ser reduzida, pois ele tem a função de sempre orientar a passada na lavoura de modo automático. Portanto, não havendo sistemas de GPS todo o caminhar deixará de ser automático e passará a ser manual, diminuindo a precisão das passadas (Figura 2).



Figura 2. Exemplo de trânsito de equipamento sem orientação por GPS.
Fonte: Reis e Zanatta 2020.

Diversos autores relataram algum tipo de perda ou redução na produção pelo esmagamento da soja causada pelos rodados na aplicação terrestre. Segundo Oliveira et al. (2014), o amassamento das linhas pelo rodado do trator reduz em 50% a produção das linhas amassadas em ambas cultivares analisadas. Do mesmo modo, Reis e Zanatta (2020), relataram uma perda de 4,9% devido ao amassamento na cultura da soja e produtividade de $3,2 \text{ ton ha}^{-1}$, e acrescentam ainda que, o trator sem equipamento GPS, nas demais entradas na lavoura para a aplicação, pode haver aumento das perdas. Ainda afirmam que, se o deslocamento do equipamento for no mesmo sentido das linhas de plantio o dano será maior do que se passar transversalmente nas linhas do plantio. Da Costa (2017) relata que o amassamento causado pelos rodados reduz a produtividade e compromete a qualidade fisiológica das sementes.

Porém, existem alguns sentidos de aplicação que permitem reduzir o amassamento causado pelas entradas e reentradas do pulverizador na área. Dessa forma, pode-se adotar a passagem do pulverizador em um único lugar para a entrada da primeira aplicação como as subsequentes, diluindo as perdas durante o processo. Um dos sentidos utilizado é o sentido longitudinal, em que o



pulverizador realiza a abertura de uma trilha e segue realizando as pulverizações no mesmo rastro. Outro sentido é o “tramlines”, que significa não semear as linhas referentes às rodas do trator e seguir o caminhamento destas linhas (JUSTINO et al. 2006).

Dessa forma, Justino et al. (2006), realizaram um estudo para avaliar nas culturas de soja e de feijão qual o melhor sentido de caminhamento de um pulverizador de barras, sentido da linha de semeadura “tramlines”, sentido longitudinal e sentido transversal às linhas de semeadura. A cultura da soja não apresentou diferença significativa na produtividade devido ao crescimento de brotações laterais das plantas compensando as perdas. Entretanto, a cultura do feijão apresentou diferença significativa no sentido longitudinal, pois as características da cultura geraram mais compensação neste, do que nos demais sentidos.

Ao adotar um único sentido de pulverização para a redução do amassamento, o tráfego dos pulverizadores e de máquinas em um caminhamento específico pode ser benéfico para a redução de perdas por amassamento, e reduzir o tamanho da área a ser compactada com o passar dos anos. Por isso, definir a logística e o manejo correto do maquinário torna-se essencial para implantar o tráfego controlado em qualquer sistema, seja plantio convencional ou plantio direto.

Máquinas agrícolas sobre o solo: rodados e tráfego

O rodado das máquinas agrícolas que opera sobre uma área cultivada tornou-se uma das principais causas da compactação dos solos agrícolas (Figura 3). O tipo de rodado, suas dimensões, velocidade de deslocamento, número de vezes que trafega sobre o mesmo local e carga suportada, por exemplo, são fatores que provocam maior ou menor compactação do solo (MAZIERO, 1997).



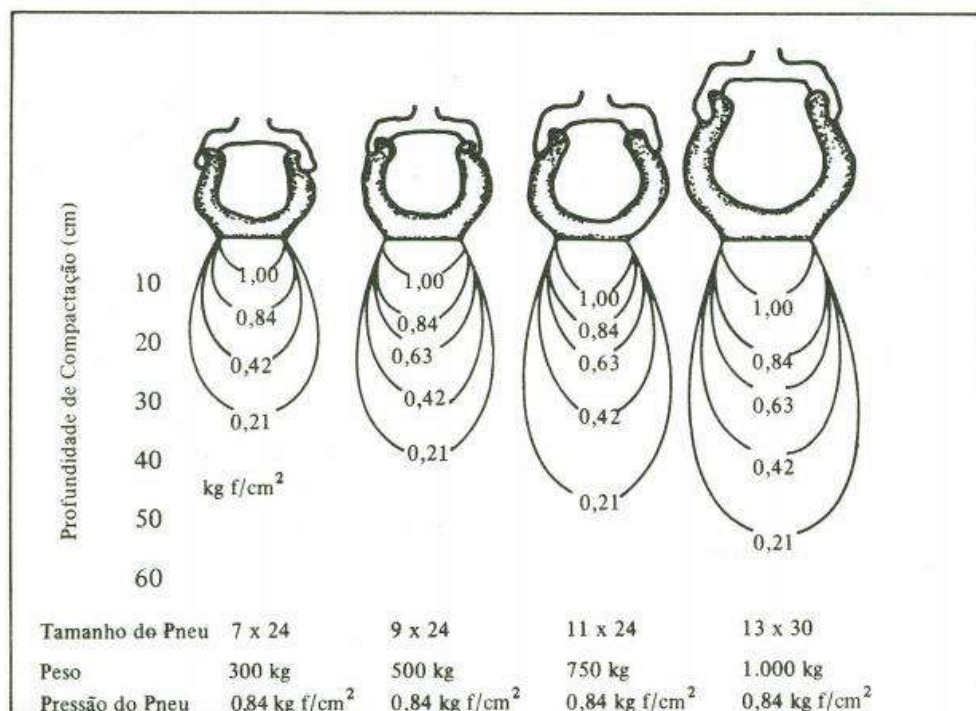


Figura 3. Exemplo do efeito da pressão vertical sob vários tamanhos de pneus.

Fonte: Chancellor, 1977.

Os pneus dos maquinários agrícolas passam por vários processos de modernização em suas estruturas, e tem alto nível tecnológico, como a fabricação de pneus que trabalham em baixa pressão de inflação e alta flutuação para aumentar a área de contato o que minimiza a compactação do solo, utilização de materiais resistentes e flexíveis e o dimensionamento correto das garras da banda de rodagem garantem maior desempenho em diferentes tipos de solo (ALEIXO, 2015).

De acordo com Keller e Arvidsson (2004), o efeito de pressão do pneu do trator sobre o solo, tende a concentrar-se no centro do rastro. Do mesmo modo, Soane et al. (1981) citam que a dimensão do pneu, volume e a resistência da estrutura controlam a distribuição de força (peso) sobre a área de contato com o solo. Raghavan et al. (1976), estudando a relação de tamanhos diferentes de pneus com a compactação, mostraram que quanto mais largos são os pneus, melhor eles irão se distribuir em uma área e conseqüentemente menor será a compactação, conforme ilustrado na Figura 4.



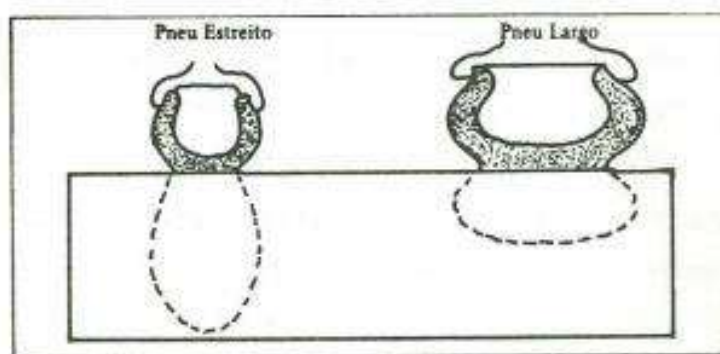


Figura 4. Exemplo de distribuição da pressão do pneu sobre o solo.
Fonte: Chancellor, 1977.

De maneira geral, os rodados interferem com suas cargas dinâmicas produzindo tensões na interface do solo que compactam as diferentes camadas dele, quanto mais estas tensões excedem a resistência interna do solo, mais profunda será a compactação. Outro fator que está associado à compactação é a calibragem irregular dos rodados, o que aumenta a força de cisalhamento do solo rearranjando as partículas do solo. Quanto maior a quantidade de passadas de um maquinário sobre a mesma área, maior é a chance de ocorrer compactações mais severas (SILVA et al., 2003).

De acordo com Silva et al. (2003), os quais avaliaram a intensidade de tráfego do rodado, utilizando de um trator agrícola e da soleira de quatro implementos (arado de discos, arado de aiveca, semeadora/adubadora e grade aradora) em três profundidades (superficial, média sob o trabalho do rodado e trabalho sob a profundidade do corte do implemento) sobre a compressão e as propriedades físicas e hídricas do solo. Em conclusão os autores constataram que a ação da soleira e o tráfego intenso modificaram a porosidade e condutividade hidráulica do solo, além da sua densidade. A passada do rodado aumentou a densidade e reduziu a macroporosidade do solo, e a ordem de agressividade sob o solo foi do arado de aiveca, grade aradora e arado de disco, respectivamente.

O intenso tráfego é prejudicial para a qualidade do solo devido ao peso e ao rodado da máquina. Nesse sentido, existem diversos estudos que são desenvolvidos à fim de melhorar os pontos negativos como a compactação. As operações que se destacam como causadoras de compactação são preparo de solo, semeaduras, tratos culturais e colheita (STRECK et al. 2004).

O preparo de solo deve ser feito de maneira correta e que não prejudique a estrutura física e mecânicas, e avaliar os tipos de preparo e relacioná-los com o número de passadas é um fator importante. Cunha et al. (2009) avaliaram três



tipos de mobilização, sendo eles, aração com 18 cm de profundidade, gradagem a 10 cm e subsolagem a 40 cm de profundidade. Posteriormente, determinaram a resistência à penetração em uma, três, cinco e sete passadas na mesma linha de tráfego. Como resultados, relataram que o maior potencial de compactação ocorreu devido à maior fragmentação do solo, e que na linha do tráfego a camada de 0 a 20 cm foi principalmente afetada.

Ao se tratar de compactação proposital do solo, Streck et al. (2004) estudaram o efeito de níveis de tráfego na alteração de um solo de classe francoarenosa e quais as propriedades físicas deste solo foram afetadas pela compactação imposta. Na área experimental havia aveia preta a qual foi dessecada (plantio direto) e assim, os tratamentos foram aplicados e determinados em três níveis de compactação, sem compactação adicional, adicional por tráfego em duas vezes e adicional por quatro vezes, sendo que a propriedade física mais afetada foi à penetração do solo.

O plantio direto pode ser utilizado de maneira a reduzir os impactos causados pelo tráfego das máquinas, já que esse sistema permite atingir valores de densidade e microporividade maiores e valores de macroporividade e porosidade total menores em camadas superficiais quando comparado com o plantio convencional. Segundo Mazurana et al. (2013) a utilização de culturas de inverno focando a cobertura do solo associado à rotação de culturas de verão permite maior capacidade do solo suportar cargas e ser menos suscetível à compactação. Dessa forma, os resultados obtidos pelos autores ao mensurar as propriedades físicas do solo e o crescimento de raízes de milho, relataram que a resistência do solo à penetração aumentou em profundidade e que o tráfego não influenciou a produção do milho.

Outro benefício do plantio direto é a manutenção da fertilidade do solo pela ciclagem de minerais e a formação da fertilidade vertical de fósforo. Porém quando há compactação, o crescimento e desenvolvimento das raízes são afetados pela dificuldade de absorverem os nutrientes, principalmente o fósforo. Dessa forma, é necessário realizar o manejo e adubação do solo compactado de maneira que a produtividade seja mantida ou até mesmo aumente (VALADÃO et al., 2015).

Valadão et al. (2015) avaliaram o sistema radicular de soja e milho em diferentes doses (0, 50, 100 e 150 kg ha⁻¹) e maneiras de aplicação de adubo fosfatado (linha de plantio e a lanço), e os atributos da compactação ocasionada por tráfego induzido de trator em zero, duas, quatro e oito passadas. Os autores



verificaram que o crescimento radicular da soja não foi influenciado pela adubação; já do milho à lanco obteve maior crescimento; e na linha de plantio, proporcionou menores diferenças.

O setor florestal também é prejudicado pela compactação ocasionada pelo peso e movimentação das máquinas na colheita e corte de madeira. Szymczak (2013) buscou avaliar na colheita de *Pinus taeda* L. sob interação de três fatores, umidade (colheita em dia de chuva, três dias após e sete dias após a colheita), operações de colheita e ocasião da coleta (antes e depois da colheita). Os resultados obtidos demonstraram que não houve influência da chuva na compactação, porém, a colheita compactou os primeiros 10 centímetros nas linhas de tráfego.

De acordo com Seixas e Souza (2007) o cultivo de eucalipto também apresenta problemas com tráfego. Dessa forma, os autores avaliaram as consequências do tráfego de um trator com carreta carregada (8 ton) para a extração da madeira sobre a compactação e produtividade no fim da primeira rotação de sete anos. Cada tratamento foi composto por um determinado número de passadas sendo, 1, 3, 5, 10 e 20 respectivamente. O tratamento de 20 passadas interferiu em 80% do adensamento do solo, e a produtividade por hectare atingida foi de $236,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ enquanto a maior, de $278,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, foi atingida pelo tratamento com 3 passadas. O que reforça a utilização de tráfego controlado para os processos que utilizam máquinas agrícolas.

Delinear o tráfego das máquinas e equipamentos sobre o solo é um processo que engloba diversos fatores como por exemplo, tipo de cultura, tipo de solo, tratamentos culturais, colheitas e aplicações de defensivos agrícolas. Pode-se adotar o tráfego controlado para reduzir a questão de compactação e amassamento, além de aumentar a eficiência operacional. Tal método consiste em mesclar dentro das áreas caminhamentos destinados ao tráfego de todas as máquinas e equipamentos, além de delimitar a passagem dos pneus em linhas específicas obtendo uma menor área compactada mesmo havendo sobreposições dos rodados, pois torna-se mais fácil realizar a descompactação somente nesses caminhamentos (CHEN; YANG, 2015; MICHELAZZO, 2018; SOUZA et al. 2011).

Segundo Souza et al. (2011), outra técnica que auxilia no tráfego controlado é a utilização do piloto automático, resultando em maior uniformidade do espaçamento das linhas e menor tráfego sobre a soqueira pelos implementos para que não ocorra prejuízo no brotamento e perfilhamento da parte aérea e no



desenvolvimento da raiz na cultura da cana-de-açúcar. O tráfego controlado permite que a área trafegada seja em torno de 45 a 48%, menor que o tráfego convencional, em que a movimentação aumenta para 70 a 75% da área. Além disso, resultados relatam que a qualidade física do solo foi preservada, tendo aumento de 6,4% de poros e redução da densidade do solo de 4,8% (SOUZA et al. 2011).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

As perdas causadas nas lavouras por conta do amassamento podem ser minimizadas adotando-se algumas práticas simples como: a utilização de rodados nas máquinas com menor área de contato (pneus mais finos); realização do tráfego no sentido perpendicular as linhas da cultura; e se possível adoção de ferramentas como o GPS para auxiliar no direcionamento automático da máquina sempre sobre os mesmos rastros.

A questão da compactação dos solos pode ser trabalhada adotando técnicas que reduzam tal impacto, como a utilização do tráfego controlado por exemplo. Essa prática permite que haja somente um caminhamento compactado, e que quando essa compactação passa a comprometer o desenvolvimento e a produtividade da cultura é possível fazer a descompactação utilizando-se dos equipamentos recomendados, apenas onde é necessário e não em área total.

Outras técnicas simples envolvendo as máquinas também ajudam a atenuar esse problema como: a distribuição do peso das máquinas, a estrutura dos pneus e sua pressão de inflação, a velocidade de deslocamento e a intensidade de tráfego. Quanto ao rodado é importante salientar que existem no mercado pneus de diversas marcas e modelos que foram desenvolvidos exclusivamente para diminuir os impactos do tráfego das máquinas na estrutura do solo.

A utilização de rotas demarcadas para o tráfego de máquinas e implementos também ajudam a atenuar o problema. Evitar trafegar em solos com alto teor de água e principalmente em dias de chuva, reduz consideravelmente as chances do solo ser compactado.



REFERÊNCIAS

- ALEIXO, E. V. *et al.* Deformações elásticas e áreas de contato de pneus agrícolas e florestais utilizando prensa hidráulica em superfície rígida. 2015. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 33, n. 1, p. 01-08, 2018.
- ARGAS, M. **Introdução à mecânica dos solos**. São Paulo: USP, 1977. 509 p.
- CHANCELLOR, W. J. **Compaction of soil by agricultural equipment**. Berkely: University of California, 1977. 53 p. (Bulletin, 1981).
- CHEN, H.; YANG, Y. Effect of controlled traffic system on machine fuel saving in annual two crops region in North China Plain. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 153, p. 137-144, 2015.
- CUNHA, J. P. A. R.; CASCÃO, V. N.; REIS, E. F. Compactação causada pelo tráfego de trator em diferentes manejos de solo. **Acta Scientiae Agronomica**, Maringá, v. 31, n. 3, p. 371-375, 2009.
- COSTA, C. C. Custos e benefícios do uso da pulverização aérea de agrotóxicos na agricultura. **Embrapa Instrumentação-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** (INFOTECA-E), 2017.
- DE OLIVEIRA, S. *et al.* Amassamento durante o manejo do cultivo: efeito no rendimento e na qualidade de sementes de soja. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 4, 2014.
- EMBRAPA. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF: **Embrapa**, 2018.
- FLORES, M. D.; LAL, R. Efeito da carga por eixo e do preparo do solo nas propriedades físicas do solo e no rendimento de grãos de soja em um molusco ochraqualf no noroeste de Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 48, n. 1-2, p. 21-35, 1998.
- HAKANSSON, I.; VOORHESS, W. B. Soil compactation. *In*: LAL, R.; BLUM, W. H.; VALENTIN, C.; STEWART, B. A. (Eds.). **Methods for assessment of soil degradation**. Boca Raton: **Lewis Publishers**, 1998. p. 167-179.
- JUSTINO, A.; MENON, L.; BORA, L.; GARCIA, L. C.; RAETANO, C. G. Sentido de pulverização em culturas de soja e feijão com pulverizador de



barras. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 3, p. 755-758, set./dez. 2006.

KELLER, T.; ARVIDSSON, J. Soluções técnicas para reduzir o risco de compactação do subsolo: efeitos das rodas duplas, rodas tandem e pressão de enchimento dos pneus na propagação de tensões no solo. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 79, n. 2, p. 191-205, 2004.

LOPES, E. S. *et al.* Avaliação da umidade na compactação do solo submetido ao tráfego de máquinas de colheita florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 3, p. 659-667, 2011.

LUDWIG, M. P. *et al.* Redução da produtividade e da qualidade fisiológica de sementes de soja provocado pelo rodado do trator durante as aplicações de agrotóxicos. **Current Agricultural Science and Technology**, Pelotas, v. 15, n. 1-4, 2009.

MAZIERO, J. V. G. *et al.* Efeito da patinagem da roda motriz de um trator agrícola na compactação do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 56, n. 1, p. 191-197, 1997.

MAZURANA, M.; FINK, J. R.; SILVEIRA, V. H.; LEVIEN, R.; ZULPO, L.; BREZOLIN, D. Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes de milho em um argissolo vermelho sob tráfego controlado de máquinas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, p.1185-1195, 2013.

MICHELAZZO, M. B. **Mecanização de bitola larga para redução do tráfego e do custo de colheita da cana-de-açúcar**. Tese (Doutorado em Engenharia agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2018.

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**, Brasília, DF, v. 27, n. 12, p. 1587-1595, 1992.

OLIVEIRA, S.; LUDWIG, M. P.; CRIZEL, R. L.; LEMES, E. S.; FILHO, O. A. L. Amassamento durante o manejo do cultivo: efeito no rendimento e na qualidade de sementes de soja. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 4, p. 1059-1069, 2014.



RAGHAVAN, G. S. V.; E. MCKYES, I. AMIR, M. CHASSE, BROUGHTON, R. S. Prediction of soil compaction due to off-road vehicle traffic. **Transactions of ASAE**, St. Joseph, v. 19, p. 610–613, 1976

REINERT, D. J. **Soil structural form and stability induced by tillage in a typic Hapludalf**. 1992. Tese (Doutorado em Agronomia) - Michigan State University, 1990.

REIS, E. M.; ZANATTA, M. **Cálculo do dano do amassamento, na cultura do trigo, pelo rodado do equipamento na primeira aplicação de defensivos**. Passo Fundo: Agrosservice Pesquisa e Consultoria Agrícola, 2020.

ROSOLEM, C. A. **Relações solo-planta na cultura do milho**. Jaboticabal: FUNEP, 1995. p. 53.

SANTOS, G. A. *et al.* Diferentes graus de compactação e fornecimento de fósforo influenciando no crescimento de plantas de milho (*Zea mays* L.) cultivadas em solos distintos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 740-752, 2005.

SEIXAS, F. **Compactação do solo devido a mecanização florestal**. Piracicaba: IPEF, 1988. p. 10. (Circular Técnica, 163).

SEIXAS, F.; SOUZA, C. R. Avaliação e efeito da compactação do solo, devido à frequência de tráfego, na produção de madeira de eucalipto. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1047-1052, 2007.

SILVA, R. B.; DIAS JUNIOR, M. S.; SILVA, F. A. M.; FOLE, S. M. O tráfego de máquinas agrícolas e as propriedades físicas, hídricas e mecânicas de um latossolo dos Cerrados. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 973-983, 2003.

SOANE, B. D.; VAN OUWERKERK, C. Problemas de compactação do solo na agricultura mundial. *In: Desenvolvidos em engenharia agrícola*. Elsevier, p. 1-21, 1994.

SOANE, B. D.; BLACKWELL, P. S.; DICKSON, J. W.; PAINTER, D. J. Compaction by agricultural vehicles: a review II. Compaction under tyres and other running gear. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 1, p. 373-400, 1981.



SOEHNE, W. Fundamentals of pressure distribution and soil compaction under tractor tires. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, p. 276-290, 1958.

SOUZA, G. S.; SOUZA, Z. M.; ARAÚJO, F. S.; SILVA, R. B. Canteiro livre. **Revista Cultivar**, Pelotas, v. 114, p. 06-09, 2011/2012.

STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n.3, p. 755-760, mai.-jun. 2004.

STRECK, C. A. *et al.* Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 755-760, 2004.

SZYMCZAK, D. A. **Compactação do solo causada pelos tratores florestais Harvester e Forwarder na colheita de *Pinus taeda* L.** 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M.; GUIMARÃES, M. F.; FONSECA, I. C. B. Resistência à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Roxo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 725-730, 2001.

TEIXEIRA, T. G. **Atributos físicos de um latossolo, sistema radicular e produtividade da soja sob tráfego controlado em plantio direto no sul do Brasil.** 2018. Tese (Doutorado em Ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

VALADÃO, F. C. A.; WEBER, O. L. S.; JÚNIOR, D. D. V.; SCAPINELLI, A. DEINA, F. R.; BIANCHINI, A. Adubação fosfatada e compactação do solo: sistema radicular da soja e do milho e atributos físicos do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, p. 243-255, 2015.

VARGAS, M. **Introdução à mecânica dos solos.** São Paulo: USP, 1977. 509 p.



Capítulo

11

Influência da água de irrigação nas características do solo

*Mara Lúcia Cruz de Souza,
Alessandra Vieira da Silva,
Tatiane Cristovam Ferreira,
João de Jesus Guimarães*

INTRODUÇÃO

A história da irrigação se confunde com a evolução da humanidade, sendo utilizada desde os povos da Mesopotâmia como uma das principais técnicas para produzir alimentos em regiões em que a precipitação não atende as demandas das culturas.

Atualmente uma das questões mais levantadas pela sociedade é tornar a agricultura irrigada sustentável, e para isso é necessário um sistema de irrigação que atenda às necessidades das plantas e o uso racional da água, evitando o desperdício e utilizando água de qualidade.

A qualidade da água de irrigação é um fator de suma importância dentro da irrigação, tendo efeito direto nas características do solo e da planta. Segundo Dieter et al, (2018) a água de irrigação deve ser periodicamente monitorada, visando reduzir os riscos de salinidade de sodicidade do solo, o qual influencia na estrutura do solo e o desenvolvimento das plantas.

O processo de salinização dos solos se dá de duas formas: primária e secundária, sendo a primeira pelo próprio processo de mineralização das rochas e pelos processos ambientais, como evaporação excessiva, chuvas e vento (WALTER et al., 2018). Já a salinização secundária ocorre principalmente pela ação antrópica, pelo uso inadequado de fertilizantes, sistema de drenagem ineficiente, água de irrigação de baixa qualidade e manejo inadequado (PEDROTTI, 2015; SALVATI; FERRARA, 2015).

Independentemente de sua origem, a água de irrigação contém sais dissolvidos; assim, a quantidade e as características desses sais dissolvidos dependem da fonte e da composição química. Os íons mais comumente dissolvidos na água são sódio, magnésio, cálcio (Ca^{2+}), sulfato (SO_4^{2+}), nitrato (NO_3^{2-}), cloreto (Cl^-), boro (Br), carbonato (CO_3^{3-}) e bicarbonatos (HCO_3^{2-})₂. A concentração e proporção desses íons dissolvidos determinam a adequação da água para irrigação (RENGASAMY, 2018)



Shabbir, Zaman e Heng (2018) informam que existem diversos critérios utilizados para determinar a qualidade da água, dentre eles, o risco de salinidade tem sido um dos critérios mais utilizados pelo fato de poder causar a degradação do solo, tornando a área inutilizada pela agricultura.

Diante do exposto, para que a agricultura irrigada se torne sustentável é necessário além de um manejo adequado, evitando a falta e/ou excesso de água para as plantas, deve-se atentar a qualidade da água que está sendo utilizada, tornando o critério de qualidade de água então, uma questão chave para a sustentabilidade da agricultura irrigada.

Irrigação

A irrigação pode ser definida como uma técnica de aplicação de água às plantas de forma artificial, visando atender as demandas e necessidades no momento e quantidade certa, promovendo seu potencial produtivo. O fator primordial para uma eficiente aplicação de água é o manejo e uso de água com qualidade adequada, evitando desperdícios e reduzindo impactos ambientais.

O uso da irrigação iniciou-se a cerca de 6 mil anos, na Mesopotâmia, região hoje do Iraque. A utilização de tal técnica promoveu grandes mudanças na sociedade, viabilizando a produção de alimentos e promovendo aumento de emprego e renda para a região (RODRIGUES; DOMINGUES; CHRISTOFIDIS, 2017). Do mesmo modo, tem-se registros de outras regiões que se expandiram com uso da irrigação, tais como: Vales do rio Amarelo, na China, rio Indo, no Paquistão e rio Nilo, no Egito (HOFFMAN; EVANS, 2007).

No decorrer dos anos, a irrigação passou por diversas etapas de evolução e foi se moldando as diversas regiões em que era implantada. Hoje a irrigação é vista como um agrupamento de tecnologias que tem como principal objetivo atender a demanda por alimento no mundo.

A área irrigada no Brasil tem grande potencial de crescimento, devido as grandes tecnologias envolvidas no processo de evolução. De acordo com ANA (2019), a área irrigada no Brasil é de aproximadamente 6,95 milhões de hectares, apresentando um crescimento de 74% entre os anos 2000 e 2017.

Segundo ANA (2017), a agricultura irrigada utiliza 67% do total de água captado nos corpos d'água, sendo um setor que tende a aumentar a cada ano, visto que a área irrigada deverá aumentar 45% entre 2015 e 2030. Vale ressaltar que parte da água utilizada na irrigação retorna ao meio ambiente.



Apenas 18% das lavouras do mundo são irrigadas, porém essa área produz 44% dos alimentos do planeta, demonstrando o enriquecimento de produção com o uso da irrigação (MELO, 2019).

A agricultura irrigada está cada vez mais dinâmica demandando do irrigante uma visão mais ampla em relação a todo ciclo do agronegócio. Sendo assim, o principal objetivo de produzir alimentos deve considerar aspectos da produção sustentável, ou seja, produzir alimento de qualidade e em maior quantidade, causando menores danos ao ambiente, garantindo que a agricultura irrigada não seja vista como uma vilã.

Deste modo, o maior desafio é a utilização de novas tecnologias que supram a demanda por alimentos da população, reduzindo os impactos negativos da agricultura irrigada ao meio ambiente. Para tanto, é importante impulsionar a agricultura irrigada sustentável, melhorando a eficiência de todo ciclo e aumentando a produção.

O mínimo necessário para que a agricultura irrigada seja sustentável é o uso do manejo adequado, de forma a aplicar água na quantidade e momento correto, utilizando água com qualidade adequada para irrigação. Assim não haverá desperdício ou falta de água para as plantas, podendo então apresentar seu potencial produtivo.

Além do manejo adequado visando menor desperdício de água, a qualidade da água é outro fator primordial na irrigação. As características físicas, químicas e biológicas da água pode causar efeitos negativos tanto no sistema de irrigação, quanto nas características do solo, sendo assim de suma importância o uso de água de qualidade.

Qualidade da água de irrigação

A grande pressão pelo aumento da produtividade agrícola, tornará a irrigação mais dependente de fontes de água mal caracterizadas e praticamente não monitoradas. O aumento do uso da água de irrigação de baixa qualidade tem prejudicado as características do solo em muitas regiões. Assim, a qualidade da água de irrigação é um tema voltado para duas questões principais: salinização do solo e redução da produtividade das culturas.

As variáveis utilizadas para determinar a qualidade da água de irrigação devem estar relacionadas com seus efeitos no manejo da irrigação, cultura e solo, sendo estes fatores que indicam a necessidade de controlar ou compensar os problemas decorrentes da qualidade da água (BERNARDO et al., 2019). De acordo com Mantovani, Bernardo e Palartti (2006), a qualidade da água de



irrigação é uma variável dentro da agricultura irrigada fundamental para um resultado satisfatório de um projeto de irrigação, porém, nem sempre é utilizada nos projetos de irrigação.

A qualidade da água é determinada pela concentração e composição de sais solúveis na água, se apresentando como um componente importante no que diz respeito ao uso sustentável da água na agricultura irrigada.

Dessa forma, o principal objetivo em se analisar a água de irrigação é verificar o efeito no solo e depois nas plantas. Portanto, a interpretação da análise da água é embasada em possíveis consequências para o solo. Geralmente na análise da qualidade da água de irrigação é verificado o teor de sais, micro e macronutrientes, alcalinidade, acidez, dureza e quantidade de sólidos suspensos (ADAMU, 2013).

Independentemente de sua origem, a água de irrigação contém alguns sais dissolvidos, assim, a quantidade e as características desses sais dissolvidos dependem da fonte e da composição química. O resultado da utilização de águas de baixa qualidade tem sido observado na prática e podem influenciar fortemente nos atributos do solo e consequentemente, no desempenho das culturas (CALDERÓN-PRECIADO; MATAMOROS; BAYONA, 2011).

Para Malakar, Snow e Ray (2019), a água de irrigação tem sido caracterizada em função dos efeitos no crescimento e produtividade das culturas, mesmo que exista grande importância na caracterização do solo em função de possíveis contaminantes inorgânicos e orgânicos.

Segundo Silva et al. (2011), a qualidade da água para irrigação também pode ser definida pela composição de cada íon presente nela. Da mesma forma que os sais, cátions e ânions em excesso, podem influenciar negativamente o solo, causando efeito direto na sodificação.

De acordo com o exposto, a qualidade da água para irrigação é a junção dos efeitos da composição mineral na planta e no solo. De modo que os sais no solo, podem causar mudanças na estrutura, permeabilidade e aeração, prejudicando indiretamente o desenvolvimento das plantas (Kumar; Mehla; Kumar, 2020).

Shabbir, Zaman e Heng (2018) informam que existem quatro critérios básicos para avaliar a qualidade da água utilizada na irrigação:

- Teor total de sais solúveis (risco de salinidade)
- Proporção relativa de sódio (Na) ao cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) e taxa de adsorção de sódio (risco de sodicidade)



- Carbonatos residuais de sódio (RSC) – bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) concentração de ânions, no que se refere a Ca^{2+} e Mg^{2+} .
- Concentrações excessivas de elementos que causam um desequilíbrio iônico nas plantas ou toxicidade vegetal.

Dentre os critérios analisados, o risco de salinidade tem sido alvo de várias pesquisas em todo mundo, visto que pode causar a degradação do solo, tornando a área inadequada para agricultura. Consequentemente, a salinização do solo ameaça a sustentabilidade a longo prazo da agricultura irrigada (MANASA et al., 2020; FATHIZAD et al., 2020; PULIDO et al., 2018; SINGH, 2018), se tornando uma questão chave para a sustentabilidade da agricultura irrigada.

Salinidade nos solos

O avanço da agricultura irrigada é essencial para atender a demanda de alimentos da população mundial, que segundo ONU (2017), poderá chegar a mais de 9,9 bilhões de habitantes em 2050. De qualquer forma, sem a utilização de drenagem adequada, este avanço pode causar salinização e problemas no solo induzidos pela má drenagem e utilização de água de baixa qualidade (ZHANG et al., 2020; WANG et al., 2020; JIANG et al., 2019; XIONG et al., 2019; SINGH, 2018).

Essas questões são persistentes em regiões irrigadas em todo o mundo (MOSAFFA; SEPASKHAH, 2019), e há muitos anos, causam sérios danos nas áreas irrigadas, provocando a inutilização dessas regiões (SMEDEMA, 1990).

A salinização do solo é um dos processos de desertificação de terras mais comuns que podem ser encontrados em todo o mundo, se apresentando como um risco ambiental grave, resultando em fenômenos de degradação do solo, como redução da permeabilidade do solo, mudanças estruturais e formação de crostas, redução do rendimento das culturas e produção agrícola, e ameaçando a estabilidade do ecossistema (DIETER et al, 2018)

O processo de salinização pode ser induzido por ação antrópica, pela prática de irrigação não planejada e gerenciada inadequadamente. No final da década de 80 uma estimativa mostrava que cerca de 25% das terras irrigadas do mundo já eram danificadas pela salinidade (POSTEL, 1989), enquanto Adams e Hughes (1990) relataram que até 50% das terras irrigadas eram afetadas pelo sal.

A salinidade do solo é a segunda maior causa de degradação do solo após a erosão do solo, deste modo, abordar a salinização do solo por meio de melhores



práticas de manejo do solo, da água e das culturas é importante para alcançar a agricultura sustentável e evitar a desertificação.

A salinidade do solo é definida como a medida da concentração de todos os sais solúveis na água do solo, sendo expressa como condutividade elétrica (CE). Os principais sais minerais solúveis são os cátions: sódio (Na), cálcio (Ca^{+2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K) e os ânions: cloreto (Cl^{+-}), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), e nitrato (NO_3^-). A solução de um solo salino também pode conter boro (B), selênio (Se), estrôncio (Sr), lítio (Li), sílica (Si), rubídio (Rb), flúor (F), molibdênio (Mo), manganês (Mn), bário (Ba) e alumínio (Al), alguns dos quais podem ser tóxicos para plantas e animais (TANJI, 1990).

Processo de salinização dos solos

O processo de salinização dos solos pode ocorrer de duas formas: primária e secundária, sendo a primária através de processos naturais e a secundária induzidas pela ação antrópica (DALIAKOPOULOS et al., 2016).

Os processos geológicos, geomorfológicos e climáticos controlam a presença e concentração natural dos sais no solo. O principal agente de transporte dos sais é a água, ocorrendo principalmente pelo processo de formação dos solos, onde os minerais primários que originam as rochas possuem sais solúveis, pelo clima como a chuva e o vento, ocorrendo normalmente por deposição dos sais dos oceanos (WALTER et al., 2018). Ou seja, a salinização primária é originada de acordo com a evaporação dos solos e evapotranspiração das culturas, os sais provenientes dos minerais primários são acumulados na superfície do solo pela movimentação da água.

Em contraste do processo de salinização primária, a secundária refere-se à salinização do solo devido a atividades humanas, prática de irrigação sem sistema de drenagem e aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas com alta concentração de sais (PEDROTTI et al., 2015; SALVATI; FERRARA, 2015).

A escassez de água em ambientes áridos e desertos requer o uso de água salina para atender a uma parte da necessidade de água das culturas. Desta forma, a utilização de água salina necessita de solos com drenagem eficiente, evitando a salinização superficial e subsuperficial.

Classificação dos solos afetados da salinidade

Os solos podem ser classificados quanto à salinidade em função pH, condutividade (CE) e ao percentual de sódio trocável (PST) (BOHN et al., 1985).

- Solos salinos



Solos salinos são definidos como os solos que têm pH geralmente inferiores a 8,5, $CE \geq 2 \text{ dS m}^{-1}$ e $PST < 15$.

Um solo com alto valor de condutividade elétrica e baixo valor de percentual de sódio trocável promove a floculação das partículas e é facilmente reconhecido pela crosta branca que é formada na superfície do solo. Assim, a floculação causa uma permeabilidade maior ou igual aos solos não salinizados.

- Solos salino-sódicos

Os solos salino-sódicos possuem uma $CE \geq 2 \text{ dS m}^{-1}$, podendo influenciar negativamente no desenvolvimento de grande parte das culturas agrícolas e possui um $PST \geq 15$, o que afeta as propriedades do solo degradando sua estrutura e conseqüentemente, o desenvolvimento das plantas. Esses solos possuem pH menor que 8,5.

- Solos sódicos

Solos sódicos exibem um $PST \geq 15$ e $CE < 2 \text{ dS m}^{-1}$. O pH geralmente variam entre 8,5 e 10 podendo chegar a 11. A baixa CE e o alto PSP promove a dispersão dos agregados do solo reduzindo sua permeabilidade à água.

O nível da condutividade elétrica, percentual de sódio trocável e pH do solo, pode promover diversos impactos ambientais, como: fragmentação das partículas, baixo crescimento vegetativo e conseqüentemente pouca cobertura do solo levando a uma maior degradação (erosão), poeira com altos níveis de sal causa problemas ambientais, capacidade de armazenamento de reservatórios de água é reduzida e contaminação de águas subterrâneas com altos níveis de sais (SHABBIR; ZAMAN; HENG, 2018).

Diante disso, em todo processo da agricultura irrigada deve haver o monitoramento da água captada e do solo em função da salinidade e sodicidade para que a sustentabilidade dentro do setor seja alcançada.

Interação da salinidade com as características do solo

A crescente demanda pelo uso da irrigação na agricultura é um tema atual que está interligado com a sustentabilidade, sendo assim, os principais recursos que a agricultura irrigada necessita, como solo de alta qualidade e disponibilidade de água adequada para irrigação estão sob uma pressão constante.

Mesmo diante de toda importância da irrigação para atender a demanda de alimentos, contribuindo para geração de empregos e aumento da economia, o uso inadequado do solo e água para irrigação estão tornando esses recursos escassos e/ou de baixa qualidade na maioria das regiões irrigadas.



Deste modo, a irrigação com água com alto teor de sais leva as impurezas da água para o solo e a baixa qualidade desse recurso interfere no crescimento das plantas e na estrutura do solo (DREWRY et al., 2020). Os sais afetam algumas propriedades físicas e químicas do solo, influenciando no ambiente adequado para o crescimento das plantas, sendo este diretamente afetado pelo nível de pH e concentração de sais, incluindo Na, Cl e outros sais dissolvidos no solo (MANONO et al, 2016).

As propriedades físicas do solo são importantes para uma irrigação eficiente pois afetam o armazenamento de água no solo, a disponibilidade de água para as plantas, o movimento da água e do ar no solo, drenagem e resistência do solo as possíveis alterações de sua estrutura (DREWRY et al. 2020).

Solos com alto teor de sais afetam indiretamente o desenvolvimento das plantas pelo efeito do sódio na degradação das características físicas do solo e pelo aumento do pH. Em solos não salinizados que possuem matéria orgânica em sua composição, os cátions trocáveis como Ca^{2+} e Mg^{2+} ligam-se as partículas de argila e aos ácidos húmicos da matéria orgânica, criando microagregados estáveis, fundamental para a estrutura, porosidade e drenagem interna do solo (RAHIMI; AMANIPOOR; BATTALEB-LOOIE, 2019).

Solos com alta concentração de sódio, promove a substituição do cálcio e magnésio adsorvidos pelo sódio, o qual apresenta baixa capacidade de floculação, provocando a dispersão das partículas do solo (BOUAROU DJ et al., 2018). Essa dispersão causa sérios danos na estrutura do solo aumentando a compactação e reduzindo a infiltração, condutividade hidráulica e disponibilidade de oxigênio na zona radicular (ADEJUMOBI; OJEDIRAN; OLABIYI, 2014).

Mamedov et al (2001) informam que a presença de cátions monovalente, como o Na, provoca uma ampliação na densidade da dupla camada iônica difusa, aumentando a expansão das partículas de argila, promovendo a dispersão, originando camadas impermeáveis, reduzindo o movimento de ar e de água no solo.

Essas alterações na estrutura do solo ocorrem quando a porcentagem de sódio trocável (PST) é maior que 15%, se apresentando como solos mais propícios a impermeabilidade e conseqüentemente, a erosão. Portanto, a PST, é dependente da qualidade da água de irrigação, do tipo mineral de argila predominante e da salinidade do solo (SHABBIR; ZAMAN; HENG, 2018).



O aumento da concentração de sódio causa outros efeitos no solo, como o aumento do pH (alcalinização) causado pela presença de HCO_3^- e CO_3^{2-} , existindo uma relação linear entre PST e o pH do solo.

Os impactos desses mecanismos são afetados por vários fatores do solo: textura, mineralogia da argila, matéria orgânica, CaCO_3 , sesquióxidos e pH (IPPOLITO et al., 2017),

A permeabilidade do solo à água e ao ar depende da quantidade de macroporos ($> 30 \mu\text{m}$) no solo. De modo que após o solo ser umedecido, ocorre a fragmentação dos macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) em microagregados ($20\text{--}200 \mu\text{m}$) diminuindo o número de macroporos, causando limitação na permeabilidade do solo (MACHADO; SERRALHEIRO, 2017).

Esta fragmentação depende da estabilidade do agregado, além do efeito da sodicidade do solo e da baixa salinidade. Nas regiões semiáridas, onde o teor de matéria orgânica é baixo, a estabilidade dos agregados aumenta com o aumento do teor de argila, que atua como material de sedimentação (KHAJANCHI; MEENA, 2008)

Os agregados são mais estáveis e menos suscetíveis à sodicidade quando expostos a taxas de infiltração $< 10 \text{ mm/h}$ (MAMEDOV et al, 2001). Este efeito da taxa de infiltração é maior para solos argilosos do que para solos arenosos.

As forças coesivas aumentam com o teor de argila, diminuindo a suscetibilidade dos solos a combinações desfavoráveis de sodicidade e salinidade (MAMEDOV, et al, 2001). Visto que a permeabilidade depende da distribuição das partículas do solo dentro de sua matriz e da estabilidade do agregado. Portanto, o efeito da salinidade e da sodicidade na permeabilidade dos solos depende também das características do solo, da água e do manejo da cultura.

Ressalta-se que o acúmulo de sais afeta a estrutura do solo e o acúmulo de sódio trocável pode torná-lo adensado, compacto em condições secas, disperso e pegajoso em condições úmidas (BOUAROUJ et al., 2018).

A salinidade e sodicidade podem então afetar a estrutura do solo por meio de processos de floculação e dispersão, influenciando diretamente a permeabilidade, taxa de infiltração e condutividade hidráulica, causando a degradação do solo.

Desse modo, vale salientar a importância em se identificar antecipadamente problemas relacionados a salinidade em solos sob agricultura irrigada, observando modificações químicas e físicas no solo.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversos fatores devem ser considerados quando se trata da adequação da qualidade da água de irrigação, principalmente em relação a salinidade, sendo que este fator pode causar sérios danos nas regiões irrigadas. O processo de salinização dos solos afeta diretamente as características físicas e químicas do solo, com alterações na permeabilidade, estrutura e condutividade hidráulica do solo, podendo tornar essas regiões inutilizadas para a agricultura.

Desta forma, sendo a irrigação um dos principais precursores da agricultura, aumentando a produtividade das culturas, deve-se ter uma atenção em todo processo de produção, desde a execução do projeto de irrigação, qualidade da água utilizada e monitoramento das características do solo. Assim será possível atender a principal demanda do setor que é fazer a agricultura irrigada um setor sustentável.



REFERÊNCIAS

- ADAMS, W. M.; HUGHES, F. M. R. Irrigation development in desert environments. In: GOUDIE, A. S. (ed.). **Techniques for desert reclamation**. New York: Wiley, 1990. p. 135-160.
- ADAMU G. K. Quality of Irrigation Water and Soil Characteristics of Watari Irrigation Project. **American Journal of Engineering Research**, Stamford, v. 2, n. 3, p. 59-68, 2013.
- ADEJUMOBI, M. A.; OJEDIRAN, J. O.; OLABIYI, O. O. Effects of irrigation practices on some soil chemical properties on OMI irrigation scheme. **Journal of Engineering Research and Applications**, v. 4, n. 10, p. 29-35, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil**. 2. ed. Brasília, DF: ANA, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno**. Brasília, DF: ANA, 2017.
- BERNARDO, S; MANTOVAVI, E. C.; SILVA, D. D.; SOARES, A. A. **Manual de irrigação**. 9. ed. atual. ampl. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2019.
- BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. 2. ed. New York: J. Wiley & Sons, 1985.
- BOUAROU DJ, S.; MENAD, A.; BOUNAMOUS, A.; ALI-KHODJA, H.; GHERIB, A.; WEIGEL, D. E.; CHENCHOUNI, H. Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. **Chemosphere**, Oxford, v. 219, pages 76-88. March 2019.
- CALDERÓN-PRECIADO, D.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. Occurrence and potential crop uptake of emerging contaminants and related compounds in an agricultural irrigation network. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 14, n. 9, p. 412-413, 2011.
- DALIAKOPOULOS, I. N.; TSANIS, I. K.; KOUTROULIS, A.; KOURGIALAS, N. N.; VAROUCHAKIS, A. E.; KARATZAS, G. P.; RITSEMA, C. J. The threat



of soil salinity: a European scale review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 573, p. 727-739, 2016.

DIETER, C. A.; MAUPIN, M. A.; CALDWELL, R. R.; HARRIS, M. A.; IVAHNENKO, T. I.; LOVELACE, J. K.; BARBER, N. L.; LINSEY, K. S. **Estimated use of water in the United States in 2015**: U. S. Geological Survey Circular 1441, 65 p. <https://doi.org/10.3133/cir1441>.

DREWRY, J. J.; CARRICK, S.; PENNY, V.; HOULBROOKE, D. J.; LAURENSEN, S.; MESMAN, N. L. Effects of irrigation on soil physical properties in predominantly pastoral farming systems: a review. **Journal of Agricultural Research**, New Zealand, 2020. Disponível em: DOI: 10.1080/00288233.2020.1742745.

FATHIZAD, H.; HAKIMZADEH, M. A.; SODAIEZADEH, H.; KERRY, R.; TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R. Investigation of the spatial and temporal variation of soil salinity using random forests in the central desert of Iran. **Geoderma**, Amsterdam, 2020. Disponível em: DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114233.

HOFFMAN, G. J.; EVANS, R. G. Introduction. *In*: HOFFMAN, G. J.; EVANS, R. G.; JENSEN, M. L.; MARTIN, D. L.; ELLIOTT, R. L. **Design and operation of farm irrigation systems**, 2nd. ed. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 2007.

IPPOLITO, J. A.; BJORNEBERG, D.; STOTT, D.; KARLEN, D. Soil quality improvement through conversion to sprinkler irrigation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 81, n. 6, p. 1505–1516. 2017.

JIANG, Q.; PENG, J.; BISWAS, A.; HU, J.; ZHAO, R.; HE, K.; SHI, Z. Characterizing dryland salinity in three dimensions. **Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 682, p. 190–199, 2019.

KHAJANCHI, L.; MEENA, R. L. Diagnosis of soil and water for salinity. *In*: Conjunctive use of canal and groundwater. **Intech Graphics**, p. 57–66. 2008

KUMAR, A.; MEHLA, M. K.; KUMAR, S. A Review: use of saline water in irrigation for agriculture. **Indian Journal Pure Applied Bioscience**, New Delhi, v. 8, n. 1, p. 262-271, 2020.



- MACHADO, R.; SERRALHEIRO, R. Soil salinity: effect on vegetable crop growth. management practices to prevent and mitigate soil salinization. **Horticulturae**, Basel, v. 3, n. 2, p. 30, 2017.
- MALAKAR, A.; SNOW, D. D.; RAY, C. Irrigation water quality: a contemporary perspective. **Water**, Basel, v. 11, p. 1482-1506, 2019.
- MAMEDOV, A.; LEVY, G.; SHAINBERG, I.; LETEY, J. Wetting rate, sodicity, and soil texture effects on infiltration rate and runoff. **Soil Research**, Rome, v. 39, p. 1293-1305, 2001.
- MANASA, M. R. K.; KATUKURI, N. R.; NAIR, S. S. D.; HAOJIE, Y.; YANG, Z.; GUO, R. B. Role of biochar and organic substrates in enhancing the functional characteristics and microbial community in a saline soil. **Journal of Environmental Management**, London, v. 269, 2020.
- MANONO, B. O.; MOLLER, H; MORGAN, R. Effects of irrigation, dairy effluent dispersal and stocking on soil properties of the Waimate District, New Zealand. **Geoderma Regional**, Freising, v. 7, n. 1, p. 59–66, 2016.
- MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARTTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: UFV, 2006.
- MELO, E. D. Oportunidades e desafios para a agricultura irrigada. *In*: MELO, E. D.; MELO, M. C.; SILVA, F. B.; REZENDE, R. M. **Sustentabilidade em recursos hídricos: água e agronegócio: parceria estratégica**. Porto Alegre: PLUS/ Simplíssimo, 2019. cap 2, p. 26-31.
- MOSAFFA, H. R.; SEPASKHAH, A. R. Performance of irrigation regimes and water salinity on winter wheat as influenced by planting methods. **Agriculture Water Management**, Amsterdam, v. 216, p. 444–456, 2019.
- UNITED NATIONS ORGANIZATION – ONU. **World population prospects: the 2017 revision**. New York, 2017.
- PEDROTTI, A.; CHAGAS, R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, p. 1308-1324, 2015.



POSTEL, S. **Water for agriculture: facing the limits**: Washington, DC: World Watch Institute, 1989.

PULIDO, A.; RIGOL-SANCHEZ, J.; VALLEJOS, A.; ANDREU, J.; CERÓN, J.; MOLINA, L.; SOLA, F. Impacts of agricultural irrigation on groundwater salinity. **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, v. 77, n. 5. 2018.

RAHIMI, L.; AMANIPOOR, H.; BATTALEB-LOOIE, S. Effect of salinity of irrigation water on soil properties (Abadan Plain, SW Iran). **Geocarto International**, 2019. Disponível em: DOI:10.1080/10106049.2019.1678678

RENGASAMY, P. Irrigation water quality and soil structural stability: a perspective with some new insights. **Agronomy**, v. 8, p. 72, 2018.

RODRIGUES, L. N.; DOMINGUES, F.D.; CHRISTOFIDIS, D. Agricultura irrigada e produção sustentável de alimento. In: LINEU N; Domingues, A. F. (org.). **Agricultura irrigada: desafios e oportunidades para o desenvolvimento sustentável**. Fortaleza: INOVAGRI, 2017.

SALVATI, L.; FERRARA, C. The local-scale impact of soil salinization on the socioeconomic context: an exploratory analysis in Italy. **Catena**, Amsterdam, v. 127, p. 312–322, 2015.

SHABBIR, A. S.; ZAMAN, M.; HENG, L. Introduction to soil salinity, sodicity and diagnostics. In: ZAMAN, M; SHABBIR A, S.; HENG, L. **Techniques guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques**. Cham: Springer Open, 2018.

SILVA, I. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-árido**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 01- 15, 2011.

SINGH, J.; SINGH, V.; VINEETH, T. V.; KUMAR, P.; KUMAR, N.; SHARMA, P. C. Differential response of Indian mustard (*Brassica juncea* L., Czern and Coss) under salinity: photosynthetic traits and gene expression. **Physiology Molecular Biology Plants**, New Delhi, 2018.

SMEDEMA, L. K. Riscos naturais de salinidade do desenvolvimento da irrigação nas regiões do Árido (Semi). In: SIMPÓSIO SOBRE DRENAGEM DE TERRAS PARA CONTROLE DE SALINIDADE NAS REGIÕES ÁRIDA E



SEMIÁRIDA, Instituto de Pesquisa de Drenagem, Ministério das Obras Públicas, Cairo, 1990.

TANJI, K. K. Nature and extend of agricultural salinity, *In*: TANJI, K. K. **Agricultural salinity assessment and management**. New York: ASCE, 1990. chap. 1, 17 p.

WALTER, J.; LÜCK, E.; BAURIEGEL, A.; FACKLAM, M.; ZEITZ, J. Seasonal dynamics of soil salinity in peatlands: A geophysical approach. **Geoderma**, Amsterdam, v. 310, p. 1-11, 2018.

WANG, F.; ZHOU, S.; BISWAS, A.; YANG, S.; DING, J. Multi-algorithm comparison for predicting soil salinity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 365, 2020.

XIONG, L.; XU, X.; REN, D.; HUANG, Q.; HUANG, G. Enhancing the capability of hydrological models to simulate the regional agro-hydrological processes in watersheds with shallow groundwater: Based on the SWAT framework. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 572, p. 1-16, 2019.

ZHANG, Q.; WU, Z.; ZHANG, H. *et al.* Identifying dominant factors of waterlogging events in metropolitan coastal cities: the case study of Guangzhou, China. **Journal of Environmental Management**, London, v. 271, 2020.



Capítulo
12**Impacto das ações antrópicas
na degradação dos Solos***Raiane da Silva Cavadas Fonseca***INTRODUÇÃO**

A ação antrópica gera grandes impactos ao meio ambiente, quando feita de maneira negativa, gerando não só a perda de biodiversidade como também a redução do bem-estar global do indivíduo. De acordo com o artigo 255 da Constituição Federal de 1988,

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum ao povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Porém, é possível perceber que, mesmo com os avanços nas leis ambientais a degradação ambiental tem crescido de forma exponencial, não só pelas mudanças climáticas naturais, mas também, por todas as formas de intervenção humana, tanto na degradação do solo direta, quanto em ações que aumentem as mudanças climáticas o que gera o aumento da degradação ambiental.

Diversos pesquisadores estudaram a degradação dos solos que ocorrem no Brasil e no mundo, estudando não só suas causas, como também como ocorrem e quais suas consequências. Sánchez (2008) apresenta a degradação ambiental como uma alteração movimentos ambientais. Já Kobiyama, Minella e Fabris (2001) definem como áreas que apresentam solos pobres e com grandes erosões, baixa produtividade e diversidade. Silva e Ribeiro (2004) por sua vez, definem como área onde houve grandes desmatamentos e queimadas, com o objetivo de aumentar as áreas que atendam os critérios para agricultura e pecuária.

Degradação ambiental, é ainda definida de acordo com o Decreto Federal 97.632/89 (Brasil, 1989) como “[...] processos resultantes de danos ambientais, pelos quais se perdem ou reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos naturais[...]”.

Esta surge então da utilização antrópica de forma desenfreada dos recursos ambientais, que resulta na redução dos recursos naturais em diferentes níveis.



Romancini e Martins (2005), mostram que é importante o homem estar em equilíbrio com o meio ambiente, respeitando seus processos, uma vez que não vive fora, mas sim interligado com a natureza.

Araújo, Almeida e Guerra (2005) apresentam ainda que, nas metrópoles, onde ocorrem o aumento populacional de forma desenfreada, ocorre na mesma proporção o esgotamento ambiental. É possível destacar como forma de esgotamento ambiental nestas cidades, os desmatamentos, a redução de Áreas de Preservação Permanente (APP) e os depósitos irregulares de lixo, que muitas vezes se localizam em áreas de APP.

Dessa forma, Araújo, Almeida e Guerra (2005), afirmam que, comparando todos os tipos de degradação ambiental, a degradação dos solos é a mais preocupante, uma vez que estes apresentam processos de formação lentos, com necessidade de milhares de anos para serem criados, tornando os processos de degradação difíceis de serem estabilizados e controlados.

Por fim, a partir das pesquisas de Brandi e Barlette (2001) é possível concluir que o maior problema que o homem tem que resolver, são suas próprias ações, uma vez que a vivência meio ambiente/homem provoca desequilíbrios no meio ambiente, gerando assim degradações irreversíveis.

Tipos de degradação dos solos

Hoje, diversos pesquisadores apresentam quais são os principais tipos de degradação dos solos, a partir destes estudos, é possível interferir nas próprias atividades humanas de forma que seja possível antecipar os problemas que estas podem gerar para o solo, encontrando assim maneiras de reduzir ou mesmo impedir este impacto ao solo.

Movimentos de Massa

Os movimentos de massa são processos geomorfológicos significativos, que modelam a superfície da terra. São em sua definição mais básica, deslocamento de materiais (rocha e solo) que, vertem abaixo, gerados pela ação direta de diversos agentes independentes (BIGARELLA, 2003).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009), os movimentos de massa acontecem através da ação de diversos agentes independentes que, quando ocorrem em locais com condições precárias de solo, vertem abaixo, carregando material rochoso, junto com o material superficial do



terreno, desde seu solo até sua vegetação, porém este movimento se intensifica através da ação da água nestes terrenos. É necessário se ater que, os movimentos de massa abrangem um grande grupo de degradação do solo, estando dentro deste grupo os rastejos lentos de solo fragmentado, até os grandes deslizamentos que ocorrem de maneira rápida e atingem grandes distâncias.

Guerra (2003) apresenta que dois fatores geradores destes movimentos, que são de grande importância, além da ação da água, são a gravidade e a declividade do local.

Em relação a maneira como é possível identificar que um destes movimentos está ocorrendo, ou próximo de ocorrer, Amaral e Gutjahr (2011) mostram que, em diversas situações, não é possível identificá-los de maneira rápida e precisa, sendo, por diversas vezes percebidos apenas nas pequenas mudanças do terreno ou das construções, como o aparecimento de trincas, inclinação de postes, etc.) principalmente nos períodos em que há grande ocorrência de chuvas.

Augusto Filho (1992) apresenta ainda em seus estudos as características de cada tipo de movimento, sendo divididos em: rastejos, escorregamentos, quedas e corridas. Sendo possível dividi-los de acordo com sua velocidade, tipo de deslocamento e tipo de solo, como mostra a tabela 01 abaixo.



Tabela 01: Tipos de movimento de massa e suas características

Tipo de movimento	Características
Rastejo	Vários planos de deslocamento; Velocidades muito baixas e decrescentes em profundidade Movimentos constantes Depósitos de solos e rochas alteradas/fraturadas Geometria indefinida
Escorregamentos	Poucos planos de deslocamento; Velocidades médias; Pequenos a grandes volumes de material; Geometria variável; Podem ser divididos em planares ((solos pouco espessos e rochas com plano de fraqueza), circulares (solos espessos homogêneos e rochas muito fraturadas) e em cunha (solos e rochas com dois planos de fraqueza).
Quedas	Não possuem planos de deslocamento; Movimento em queda livre ou plano inclinado; velocidades muito altas; material rochoso; pequenos e médios volumes; geometria variável (lascas, placas, blocos, etc.); rolamento de matacão; tombamento.
Corridas	Com muitas superfícies de deslocamento (internas e externas à massa em movimentação); movimento semelhante a um líquido viscoso; desenvolvimento ao longo das drenagens; velocidades médias e altas; mobilização de solo, rocha, detritos e água; grandes volumes de material; extenso raio de alcance.

Fonte: Augusto Filho (1992)



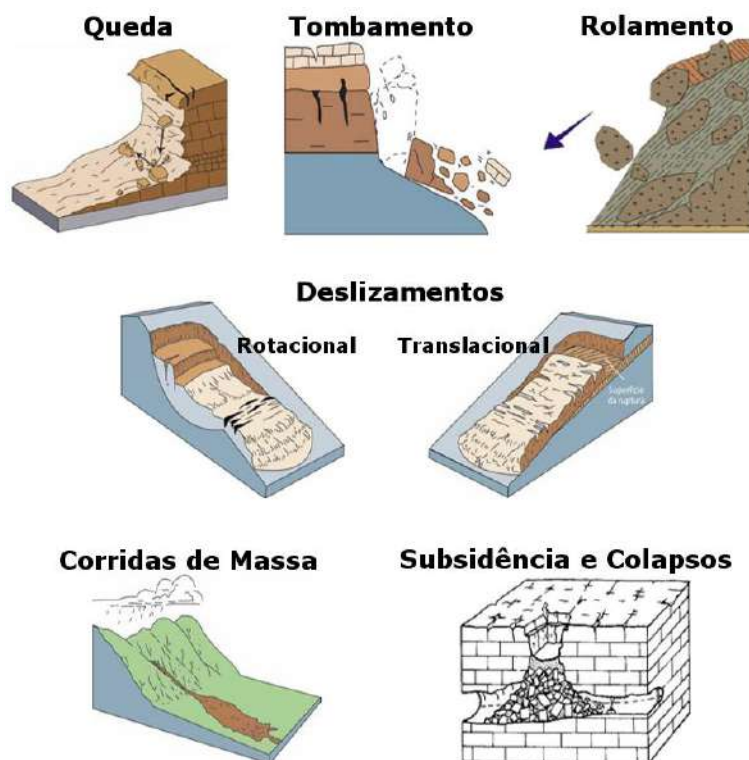


Figura 01: Principais movimentos de massa
Fonte: CEMADEN (2016)

É possível perceber ainda, que os movimentos de massa tem grande ligação com as ações antrópicas no local, de acordo com especialistas, as regiões do Brasil que apresentam maior índice de ocorrência de movimentos de massa, são também as regiões mais populosas do país, dessa forma, é necessário tomar cuidado com o tipo de atividade que será desenvolvida nestes locais, as grandes serras e regiões serranas do Brasil sofrem com estes tipos de degradação, uma vez que para construir nestas áreas é necessário fazer diversos cortes na paisagem, estes cortes, quando feitos sem estudo, causam instabilidade, aumentando a probabilidade de ocorrer um grande movimento de massa.

Erosão dos solos

É possível definir a erosão nos solos como um processo em que as partículas deste se desprendem de forma acelerada, através da ação da água ou do vento, esse desprendimento, de acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1990), é gerado por dois fatores principais, o efeito do impacto da chuva no solo desprovido de vegetação, e o escoamento dessa água pelo solo.



Este tipo de ação é algo que ocorre na natureza independente da ação antrópica, uma vez que a partir de grandes chuvas, raios, terremotos, cheias e secas é possível ver indícios de erosão, porém são intensificados pela ação do homem.

Quando o homem trabalha o solo de qualquer forma, para qualquer finalidade, sem um estudo prévio, é gerado diferenciais no sistema solo-clima-vegetação que geram assim uma instabilidade no sistema (Brasil, 1983), dessa forma, como não são estudados os solos para seu uso, isso acaba gerando a degradação em forma de erosão dos solos, principalmente a erosão hídrica, uma vez que grande parte das atividades antrópicas ocorrem em decorrência da retirada da camada vegetal do solo.

É possível classificar a erosão dos solos de acordo com seu agente causador, sendo essas, pluvial (que ocorre através da ação da chuva), fluvial (que acontece através da ação dos rios), oceânica/marinha (que ocorre pela ação dos mares e oceanos), glacial (que envolve as geleiras), eólicas (que são causadas pela ação do vento) e antrópica (que são causadas pela ação direta do homem).

Dessa forma, a erosão dos solos pode ocorrer em dois diferentes tipos, laminar e linear, como mostra a figura 02, e diversas intensidades, sulcos, ravinamentos e voçorocamentos ou boçorocamentos. Para a análise da dinâmica do processo erosivo é necessário verificar todos dados da região, desde sua geologia até sua climatologia e hidrologia, dessa forma é possível verificar as áreas mais suscetíveis a estes processos erosivos, porém, é necessário estudar também o uso do solo pelo homem, juntamente com a maneira que esta lida com sua conservação, uma vez que estas interferem no ritmo dos processos erosivos.

A erosão laminar ocorre a partir do escoamento superficial da água chuva que, quando ocorre em quantidade suficiente escoar em lençol, carrega de maneira progressiva os nutrientes e os horizontes superficiais do solo, tornando-o mais suscetível a outros tipos de erosão. Já a erosão linear ocorre quando a água da chuva consegue penetrar nas camadas mais profundas do solo, dessa forma, quando começa a se arrastar, gera grandes fissuras no terreno, sendo aumentada para a formação de ravinas e voçorocas quando ocorrem de maneira repetitiva em um mesmo local (SALOMÃO, 1999).





Figura 02 – Diferença entre erosão laminar e linear
 Fonte: FUSHIMA *et al.* (2020)

O início das erosões, com pequenas profundidades e diâmetros, é denominado sulco erosivo, com o aprofundamento destes, surgem fissuras maiores, que são chamadas de ravinas. De acordo com Salomão (1999), quando essas ravinas atingem maiores profundidades, alcançando o lençol freático, é possível observar diversas ações erosivas que ocorrem através do escoamento linear e laminar, dessa forma, as ravinas atingem grandes dimensões, gerando o voçorocamento.

Rossato et al. (2003 p. 245) apresentam que:

As voçorocas podem ser originadas pelo afundamento e alargamento de ravinas, ou erosão causada por escoamento subsuperficial, o que dá origem a dutos (pipes). São relativamente permanentes nas encostas. Têm paredes laterais íngremes, em geral fundos chatos, ocorrendo fluxo de água no seu interior durante os períodos chuvosos. Ao aprofundarem seus canais, as voçorocas atingem o lençol freático. Constituem um processo de erosão acelerada e de instabilidade nas paisagens.

As opiniões sobre como ocorrem as erosões no solo, e quais são suas consequências para o meio ambiente e para o equilíbrio ambiental são, muitas vezes, contraditórias, sendo possível haver várias formas de abordar o problema: ideologicamente, politicamente e metodologicamente (BLAIKIE, 1985). Porém, este problema é de extrema complexidade, e independente da forma de compreensão do mesmo ainda existem três fontes de incerteza. A primeira se concentra na dificuldade de se obter dados precisos sobre os solos erodidos em diversas áreas do mundo e por um longo período, uma vez que este tipo de problema só foi analisado e estudado quando era algo de grande impacto para o homem. O segundo problema, se refere a dificuldade em separar o que é causa



antrópica e o que é causa natural da erosão, sendo difícil apresentar soluções para evitar este problema. Por fim, o terceiro problema, é a grande quantidade de maneiras que a erosão pode ser vista. As três fontes de incerteza, dessa forma, não consideram os componentes sociais, políticos e econômicos que devem ser base nos estudos.

Guerra (1994), mostra que a erosão deve ser considerada não como um problema meramente ambiental, uma vez que a ação antrópica acelera o processo das erosões. Dessa forma, é necessário considerá-la como um problema também político, econômico e social, já que quando ocorre, pode afetar a vida das pessoas que moram ao redor, e podem afetar a economia do local, uma vez que, através da erosão, é possível perder grandes produções de agricultura.

Por fim, é importante lembrar que a erosão, uma vez que inicialmente é um processo natural, não pode ser evitada, porém é importante lembrar que como através da ação antrópica a erosão pode ser intensificada, pode também ser amenizada pela própria ação do homem, dessa forma é possível solucionar diversos problemas ambientais.

A preservação das encostas, evitando a retirada de cobertura vegetal ou o reflorestamento dessas áreas, juntamente com o não desmatamento, minimizam os efeitos das erosões pluviais e fluviais, uma vez que a vegetação será um suporte para estes solos, além de criar barreiras naturais contra a erosão eólica. Outras maneiras de evitar a erosão é, por exemplo, a criação de terraços nas encostas, (terraceamento), associado a plantios que expõem menos o solo.

Atividades desencadeadoras de erosão e movimentos de massa

O principal setor diretamente relacionado com estes fenômenos é a construção civil. A construção de taludes para estradas, ferrovias e outras obras de grau porte como no caso da mineração, muitas vezes criam condições muito perigosas e favoráveis à movimentação de massas. Os problemas oriundos destes tipos inadequados de manejo podem ser de operação industrial e econômica, ou sanitários e urbanos como no caso de ocupações em terrenos inapropriados e até mesmo ocupações regulares em locais não estudados e mal compreendidos. Cortes em ângulos muito íngremes que não levam em consideração o alongamento do material que compõe o solo, são fatores condicionantes deste tipo de movimento. A diferença de características de cada



região em questão deve ser estudada para que uma abordagem efetiva sobre a segurança de um determinado lugar seja viável.

Outras atividades relacionadas à impactos sísmicos e operação de máquinas muito grandes que causam oscilações prejudiciais também podem ser consideradas como fatores preponderantes. A infiltração de produtos químicos indesejáveis no solo e a movimentação posterior deste solo contaminado para um local onde tais produtos serão menos desejáveis ainda, representa o problema principal envolvendo os movimentos de massa.

Lixiviação dos solos

A lixiviação é o movimento de materiais solúveis no solo, esse movimento acontece através do movimento da água que escorre superficialmente, ou infiltra em direção ao lençol freático. Quando o solo fica sem sua cobertura vegetal, se lixivia pela ação da chuva, destruindo os agregados e as partículas primárias, que são as areias, siltes e argilas.

Quando o solo fica saturado, a água da chuva escoar superficialmente, este escoamento leva as partículas mais finas do solo junto com a matéria orgânica e qualquer material solúvel na superfície.

Porém, estudos mostram que o processo mais importante de lixiviação, é quando a água consegue infiltrar nas camadas de solo, levando essas partículas mais finas para as camadas mais profundas, fazendo ali seu depósito. A partir destes depósitos de material fino, surgem diversos solos com características diferentes, que mudam a base do solo daquela região.

Juntamente com o material mais leve, a lixiviação drena das camadas superiores do solo diversos nutrientes solúveis, como o potássio e o enxofre, estes nutrientes são de extrema importância para a agricultura, uma vez que plantas como soja, milho, algodão, feijão e cana, necessitam destes tipos de nutrientes para seu cultivo, e não possuem raízes profundas que alcancem as camadas mais profundas do solo, onde estes nutrientes estão depositados.

Outro problema da lixiviação é a perda de nutrientes pelo lençol freático, uma vez que, quando levadas as camadas mais profundas podem se depositar no lençol freático daquela região e ser carregado para outros lugares. Isso significa, de acordo Bernardi *et al.* (2005), que esses nutrientes têm que ser repostos todos os anos, para serem colocados à disposição das plantas nas camadas superficiais, aumentando assim os gastos dos agricultores com calcário, gesso e fertilizantes.



É possível, por fim, evitar este processo de degradação do solo, mantendo a cobertura vegetal, ou fazendo sua reposição, isso evita a erosão, que leva o solo abaixo, e juntamente com o solo, os nutrientes e as frações mais finas do solo.

Laterização dos solos

O processo de laterização dos solos acontece naturalmente, através dos desgastes intempéricos das rochas e dos solos, a partir do escoamento das águas superficiais, porém é intensificado através da ação antrópica, que através do desmatamento, das queimadas, da irrigação e do uso indevido, deixam o solo exposto, aumentando assim, sua laterização.

A partir do processo de laterização acelerada, causada pelo homem, pode se formar uma crosta endurecida na superfície do solo que é também um tanto quanto impermeável, essas duas características geram o não crescimento de raízes das plantas e geram também a lixiviação, o que torna o solo pobre e infértil. Porém, a laterita formada pelo processo natural, pode ser utilizada economicamente na produção de determinados tipos de tijolos e blocos para construção civil.



Figura 03: jazida de latossolo
Fonte: Sustentavel.com.br (2020)



Como a formação de solos lateríticos está diretamente associada à presença de chuvas em solos desprotegidos e seu escoamento, este tipo de solo é mais comum em regiões que apresentam climas tropicais e subtropicais. Na região da Floresta Amazônica, existe uma grande preocupação com o avanço desse tipo de degradação por conta do alto índice de desmatamento e queimada que vêm surgindo na região. No solo desta região, existe uma presença muito significativa de silício na superfície, que é o principal componente mineral que, quando intemperizados, pode se transformar em laterita. Transformando assim o desmatamento em algumas áreas irreversível, uma vez que este solo se torna incapaz de permitir uma ação de reflorestamento.

Diferenças entre Lixiviação e Laterização

A lixiviação é o processo de perda de sais minerais das camadas superficiais do solo devido à circulação de águas pluviais que infiltram em seu interior, será maior quanto maior a temperatura e a umidade, dessa forma é possível entender que é um fenômeno típico de regiões tropicais. Já a laterização ocorre em solos ricos em ferro e alumínio, tipos de áreas com climas chuvosos (tropical e subtropical), a partir da lixiviação destes solos, permanecem nas camadas mais superficiais as partículas de ferro e alumínio, que quando se apresentam em grande quantidade, formam uma crosta dura, que dificulta o manuseio da terra.

Desertificação

A desertificação é um dos problemas que mais assolam os países hoje, tendo vários estudos de como ela acontece e como é possível minimizar os impactos causados por ela. Em 1994, diversos países do mundo se uniram e criaram o documento intitulado Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação (CCD, 1994), este documento tinha o intuito de apresentar as causas da desertificação, bem como maneiras de preveni-la. De acordo com o documento, a desertificação ocorre em áreas com um índice pluviométrico baixo, com temperaturas altas e com intensa atividade humana.

Neste documento ainda, foi apresentado os impactos que acontecem por conta da degradação do solo, sendo esta entendida como:



A redução ou perda, nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, de produtividade biológica ou econômica e da complexidade das terras agrícolas de sequeiro, das terras agrícolas de regadio, das pastagens naturais, das pastagens semeadas, das florestas ou das áreas com arvoredo disperso, devido ao sistema de utilização das terras ou a um processo ou combinação de processos, incluindo os que resultam da atividade do homem e das suas formas de ocupação do território, tais como:

- I – A erosão do solo causada pelo vento e/ou água;
- II – A deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas ou econômicas do solo
- III – A destruição da vegetação por períodos prolongados. (CDD, 1994).

É possível perceber que, a degradação do solo, só pelo fato de gerar grandes impactos ao meio ambiente, já é algo preocupante e danoso, porém, quando surgem tipos de degradação que transformam a fertilidade do solo, deixando-os inférteis, é algo que merece uma atenção redobrada. (SAMPAIO e ARAUJO 2005b).

O processo de desertificação começa, no geral, com a troca da vegetação nativa pela vegetação que será cultivada no local, essa, como apresenta porte e ciclos diferentes da vegetação nativa, extrai do solo minerais e nutrientes diferentes, causando assim a desertificação. Um grande exemplo de desertificação no Brasil é a caatinga. Nesta, a vegetação do local é retirada para o pasto, ou trocada por cultura de ciclo curto. Quando esse cultivo acontece de maneira contínua sem a reposição dos nutrientes do solo, geram a infertilidade. (SAMPAIO *et al.*, 2003; DUBUX JR *et al.*, 2005; PEREZ-MARIN *et al.*, 2006).

No Brasil, é possível verificar que a desertificação se concentra na região do Semiárido, uma vez que essa região do Brasil apresenta baixos índices pluviométricos e altas temperaturas. De acordo com Brasil (2005), o Semiárido brasileiro apresenta uma área de 969.589,4 km², e de todo o Semiárido, cerca de 1.340.863 Km² são suscetíveis a desertificação, compreendendo 1.488 municípios de 11 estados do Brasil. Dessa forma é importante se atentar as técnicas de cultivo que têm sido realizadas nestes locais, para que não ocorra a desertificação de uma área tão extensa do país.





Figura 04: Desertificação do solo
Fonte: Freire *et al.* (2003a)

Salinização dos solos

Os solos afetados por sais, também conhecidos como solos salinos, são solos onde a irrigação com águas que possuem um elevado teor de sais e a irrigação feita de maneira incorreta, tendo ciclos irregulares de molhagem e drenagem (CORDEIRO, 1998; FREIRE *et al* 2003^a, 2003b; LEAL *et al* 2008). Quando a concentração de sais aumenta de maneira significativa no solo, prejudica a fertilidade deste, causando prejuízo, por exemplo, nas plantações do local. (RIBEIRO, 2010; MAJOR & SALES, 2012).

Solos salinizados são encontrados principalmente em climas onde a precipitação é baixa e as temperaturas são baixas, hoje, existem mais de 100 países em todos os continentes, com exceção da Antártida, que apresentam este problema. No Brasil, este é um problema que afeta o solo de todas as regiões, porém, acontece em maior número no Semiárido Brasileiro, que ocupa boa parte da região Nordeste, onde aproximadamente 25% das áreas irrigadas foram salinizadas (GHEYI, 2000).

A origem destes problemas de salinidade vem dos processos naturais realizados pelo solo, uma vez que este irá ser criado a partir dos processos de formação do solo, uma vez que a salinização natural acontece através da intemperização das rochas, esta intemperização envolve processos de natureza física, química e biológica e através destes fatores de formação, junto com fatores como



clima, relevo, organismos vivos e o tempo deixam o solo mais salino (RIBEIRO et al, 2003; DIAS, 2004). Porém, é valido lembrar que, este como todos os processos de degradação do solo, quando ocorrem de maneira natural, não geram grandes problemas a natureza e ao homem, estes processos só serão prejudiciais quando, através da ação antrópica, são intensificados. A salinização intensificada pela ação do homem atinge cerca de 19,5% de toda área irrigada do Planeta.

Ribeiro *et al.* (2003) mostra que o crescimento populacional gera grandes pressões para a produção de alimentos, o que consequentemente contribui sensivelmente para a expansão da salinização do solo, comumente ligados ao uso inadequado do solo e sua irrigação.

A partir do crescimento deste problema em todo o Globo Terrestre, Sousa (2007), em suas pesquisas mostrou que houve simultaneamente, uma redução da produtividade mundial, tornando assim este, um grave problema em todo o mundo.

A salinização gerada pela atividade antrópica é mais perceptível nos ambientes em que a evapotranspiração é alta e a precipitação é baixa ao decorrer do ano, sendo maior ainda nas áreas onde ocorre irrigação de maneira irregular, e sem controle, ou com controle ineficiente da drenagem (OLIVEIRA, 1997).



Figura 04: Solo com alto teor de sais
Fonte: Amazon Fertilizantes (2020)

Acidificação dos solos

A acidificação dos solos é um processo natural que ocorre pelos processos naturais de erosão e lixiviação e, se intensifica através das práticas agrícolas inadequadas, principalmente pela aplicação de fertilizantes de reação ácida. Esta promove o aparecimento de elementos tóxicos para as plantas (Al) além de



causar a diminuição da disponibilidade de nutrientes, gerando dessa forma, baixo rendimento produtivo das culturas.

No Brasil, existe um sério problema com a acidificação dos solos, uma vez que na maioria das vezes o controle de ácidos presentes nos produtos utilizados no cultivo de grandes lavouras não é feito, ou é feito de maneira pouco eficiente, chegando assim a cerca de 70% dos solos cultivados apresentando acidez excessiva.

É possível corrigir a acidez do solo através do processo de calagem, este consiste na aplicação de calcário no solo, uma vez que, a aplicação de calcário no terreno é capaz de reagir com o solo e diminuir sua acidez deixando-o em condições mais adequadas de plantio, esta correção fornece nutrientes, como o cálcio e o magnésio, que são retirados nos processos de acidificação, diminui a fixação do fósforo no solo, aumentando assim a eficiência dos fertilizantes, dessa forma é possível aumentar a produtividade das culturas.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil, por sua grande extensão, apresenta diversos tipos de solos e relevos diferentes, possibilitando dessa forma, diversos tipos de degradação diferentes, dessa forma, é preciso se atentar sempre ao tipo de solo e relevo que está para que se possa ter as melhores técnicas de cuidados evitando assim a degradação dos solos.

Já a recuperação onde ocorreu a degradação do solo, dever ser estudada e subsidiada, uma vez que geram problemas que atingem a sociedade mundial, de forma a garantir maneiras corretas e eficazes fazendo com que homem e natureza possam viver em equilíbrio. É fundamental ainda, ser feito um estudo das áreas que já foram degradadas, de forma que seja possível verificar se naquela área o solo conseguirá reestabelecer seu equilíbrio sozinho ou se será necessária a intervenção do homem para corrigir seus próprios estragos.



REFERÊNCIAS

AMARAL, R.; GUTJAHR, M. R. **Desastres naturais**. São Paulo: IG/SMA, 2011.

AUGUSTO FILHO, O. Caracterização geológico-geotécnica voltada à estabilização de encostas: uma proposta metodológica. *In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA SOBRE ESTABILIDADE DE ENCOSTAS. Anais...* Rio de Janeiro, 1992.

BERNARDI, A. C. C.; TAVARES, S. R. L.; CRISÓSTOMO, L. A. Lixiviação de nutrientes em uma área cultivada com meloeiro irrigado. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2005. 6 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2003. v. 3.

BLAIKIE, P. **The politic economy of soil erosion in developing countries**. Essex: Longman Group Limited, 1985. 188 p.

BRANDI, A. P; BARLETTE, V. E. Degradação ambiental: uma abordagem por entropia. **Revista Disciplinarum Scientia: Ciências Exatas**, Santa Maria, v. 2, n.1, p.161-170, 2001.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. **Decreto nº 97.632/89**, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências.

BRASIL. **Lei Nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981 que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. 1983.

BRASIL. MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. Nova delimitação do Semiárido Brasileiro. Brasília, 2005.

CORDEIRO, G. G. **Aspectos gerais sobre salinidade em áreas irrigadas: origem, diagnósticos e recuperação**. Petrolina: EMBRAPA/CPATSA, 1998.



DIAS, N. S. **Manejo da fertirrigação e controle da salinidade em solo cultivado com melão rendilhado sob ambiente protegido**. 2004. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – USP, Piracicaba, 2004.

FUSHIMA, M.; OLIVEIRA, R. C.; LISBOA, G. S.; FERREIRA, B. S.; SILVA, P. Z. F.; NUNES, J. O. R. **Caracterização físico-química de solo raso A desenvolvido (Associação Neossolo Quartzarênico) e solo hidromórfico (Associação Gleissolo Háptico): o contexto ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio dos Cachorros, São Luís – MA**. Uberlândia, 2020. 16 p.

FREIRE, M. B. G. S.; RUIZ, H. A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V. H. V.; FREIRE, F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. **Agriambi**, Campina Grande, v. 7, n. 1, p. 45-52, 2003a.

FREIRE, M. B. G. S.; RUIZ, H. A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V. H. V.; FREIRE, F. J. Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas. **Agriambi**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p. 227-232, 2003b.

GHEYI, H. R. Problemas de salinidade na agricultura irrigada. In: OLIVEIRA, T.; ASSIS, J. R.; R. N.; ROMERO, R. E.; SILVA, J. R. C. (Eds.). **Agricultura, sustentabilidade e o semiárido**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 329-345.

GUERRA, A. J. T. A erosão de solos no contexto social. **Anuário do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, v. 17, p. 14-23, 1994.

GUERRA, A. J. T. Encostas e a questão ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. A. **Questão ambiental: diferentes abordagens**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.

HENRIQUE, F. **Solos com excesso de sais afetam a produtividade das culturas**. Amazon AgroSciences, 2020. Disponível em: <https://amazonagrosciences.com.br/solos-com-excesso-de-sais-afetam-a-produtividade>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo demográfico brasileiro 2009**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.



KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001.

LATERIZAÇÃO é um processo de transformação dos solos tropicais. Sustentável, 2020. Disponível em: <https://sustentavel.com.br/laterizacao/>

LEAL, I. G.; ACCIOLY, A. M. A.; NASCIMENTO, C. W. A.; FREIRE, M. B. G. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; FERREIRA, F. L. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e Gesso de Jazida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 1065-1072, 2008.

MAJOR, I.; SALES, J. C. **Mudanças climáticas e desenvolvimento sustentável**. Universidade Estadual do Ceará, 2012. Disponível em: <https://www.ebah.com.br/content/ABAAAffzgAH/> mudancas-climaticas-dessustentavel-fasc-04-solo-poluicao.

CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO DE ALERTAS DE DESASTRES NATURAIS. **Movimento de massa**. CEMADEM, 2016. Disponível em: <http://www2.cemaden.gov.br/deslizamentos/>.

OLIVEIRA, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. *In*: GUEYL, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. (Eds.) **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997. cap. 1, p.1-35.

OLIVEIRA, A. M. dos S.; BRITO, S. N. A. de. (Org). **Geologia de engenharia**. São Paulo: ABGE-CNPq-FAPESP, 1998.

PEREZ-MARIN, A. M.; MENEZES, R. S. C.; DIAS, E. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito da *Gliricidia sepium* sobre nutrientes do solo, microclima e produtividade do milho em sistema agroflorestal no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 555-564, 2006.

RESENDE, M.; ALMEIDA, J. R. Modelos de predição de perda de solo: uma ferramenta para manejo e conservação do solo. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 128, p. 38-54, 1985.

RIBEIRO, M. R.; FREIRE, F. J.; MONTENEGRO, A. A. A. Solos halomórficos no Brasil: ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. *In*: CURTI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ, V. H. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 165-208.



RIBEIRO, M. R. Origem e classificação dos solos afetados por sais. *In*: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.). **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal. 2010. p. 11-19.

ROMANCINI, S. R.; MARTINS, E. C. As representações da natureza no imaginário cultural da Região de Cuiabá-MT. *In*: ALMEIDA, M. G. (org.). **Tantos cerrados: múltiplas abordagens sobre a biogeodiversidade e singularidade cultural**. Goiânia: Ed. Vieira, 2005. cap. 4, p. 97-113.

ROSSATO, M. S.; BELLANCA, E. T.; FACHINELLO, A.; CÂNDIDO, L. A.; SUERTEGARAY, D. M. A. (orgs.) **Terra: feições ilustradas**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.

SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. *In*: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. (orgs.) **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SAMPAIO, Y.; VITAL, T.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, G. R. **Desertificação no Brasil: conceitos, núcleos e tecnologias de recuperação e convivência**. Recife: UFPE, 2003. 202 p.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. S.; SAMPAIO, Y. S. B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no nordeste do Brasil. **Revista de Geografia**, Recife, v. 22, 2005. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/228637/23060>

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SILVA, R. G.; RIBEIRO, C. G. Análise da degradação ambiental na Amazônia Ocidental: um estudo de caso dos municípios do Acre. **RER**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 1, p. 91-110, 2004.

SOUSA, C. H. C. **Análise da tolerância a salinidade em plantas de sorgo, feijão de corda e algodão**. 2007. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

UNITED NATIONS convention to combat desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa.



Paris, 1994. Disponível em:

[https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src= IND&mtdsg_no=XXVII10&chapter= 27&clang=_en](https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtdsg_no=XXVII10&chapter=27&clang=_en).



Estratégias de remediação de solos contaminados

*Tatiane Cristovam Ferreira,
Leticia Albano Benites,
Fernanda Zanella Alves,
Alessandra Vieira da Silva*

INTRODUÇÃO

A contaminação do solo é uma das principais preocupações no cenário atual, e tem se tornado um grande desafio diante da complexidade de compreender-se os fenômenos envolvidos neste compartimento, visto que é um processo que pode ser desencadeado por uma série de atividades e fontes de contaminação. Desde o acúmulo de resíduos, até o uso excessivo de produtos químicos.

A contaminação é decorrente da presença de concentrações elevadas de substâncias acima dos níveis base para uma determinada região e que possam gerar algum tipo de poluição ou alteração, diminuindo a qualidade do solo. Essa contaminação pode proceder das atividades antrópicas ou por processos naturais, entretanto, na maior parte, isso se dá pela influência das atividades antropogênicas. Essas substâncias podem ser de origem inorgânicas e/ou orgânicas oriundas da deposição de compostos alóctones no ambiente (HIGUERA; SÁEZ -MARTÍNEZ; REYES-BOZO, 2016).

As características da contaminação vão depender da origem das substâncias ou elementos no solo, que podem ser biológicas, quando associada à presença de microrganismos patogênicos (parasitas, vírus, fungos e bactérias); química, quando relacionada com a presença de substâncias químicas ou compostos inorgânicos em níveis acima do aceitável.

Dentre os contaminantes de origem inorgânica mais abundante estão os das práticas agrícolas, como nitrato, fosfato, metais pesados, além de resíduos industriais da fabricação de tintas, fertilizantes, produtos farmacêuticos, resíduos petroquímicos, resíduos das atividades de mineração e metalurgia. Os de natureza orgânicos mais frequentes são: o lodo de estação de tratamento de efluentes, resíduos domésticos, resíduos da agroindústria e em menor proporção, os resíduos de origem radioativa.

Nas últimas duas décadas, vários contaminantes têm tornando-se preocupação emergente, devido as consequências da contaminação que pode ser



permanente e gerar impactos negativos - quando os níveis das substâncias estão acima do tolerável em relação aos critérios estabelecidos como aceitável.

Quando ultrapassa o tolerável às consequências vão desde a redução da fertilidade do solo, salinidade, desertificação, erosão, desequilíbrio do ecossistema, redução da vegetação nativa, alteração da estrutura e textura do solo e contaminação de alimentos que pode acarrear problema de saúde pública com surgimentos e reaparecimento de doenças.

Além da concentração, outros fatores como solubilidade, densidade, concentração, pH, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, características do solo; textura, permeabilidade, estrutura, fração de matéria orgânica, condições climáticas e a presença de microrganismos (condições aeróbicas/anaeróbicas) vão influenciar no transporte, disponibilidade, velocidade de reações químicas e solubilidade do contaminante.

Embora o solo tenha a capacidade de autodepuração e condições de atenuar os efeitos nocivos da contaminação, pela sua condição de adsorção, capacidade tampão e a intensa atividade biótica - quando acúmulo é em excesso, o solo não consegue realizar a depuração devido esses limites elevados.

A atenuação natural envolve diferentes processos que acontecem naturalmente, como a biodegradação, dispersão, volatilização, adsorção e diluição. Exceto pela biodegradação, os demais processos só ocorrem à transferência do contaminante de um local para outro ou a sua retenção no solo.

Mesmo a biodegradação sendo o único processo que envolve à transformação de compostos nocivos, é um processo limitado que leva tempo. Portanto, é necessário estimular essa atividade (IBEKWE; OKERENTUGBA; OKPOKWASILI, 2020)

Uma vez contaminado leva-se muito tempo para recuperação do solo, já que a maior parte dos contaminantes inorgânicos no solo não sofrem degradação química e microbiana - o que permite que sua concentração persista no solo por longos períodos após sua aplicação (KUBIER et al., 2019). As substâncias vão sofrer alteração na sua biodisponibilidade e forma química pelo contato com o solo e pelas condições abiótica e biótica

Dentro deste contexto e sendo o solo um recurso importante; base do desenvolvimento agrícola (um terço do PIB brasileiro), o setor mais importante da economia nacional. É essencial cada vez mais pensar em medidas e estratégias de conservação, atenuação e remediação de áreas contaminadas ou com potencial de contaminação.



A contaminação do solo pode afetar e trazer impactos tanto na produtividade agrícola, quanto impactos a saúde humana. Assim, investigar as fontes, rota e efeito decorrentes da poluição, tem sido um tópico importante em pesquisas na área (WANG et al., 2021).

Só em 2020, no estado de São Paulo foram listadas 780 áreas com risco confirmado de contaminação, 635 contaminada sob investigação e 1463 em processos de remediação. A maior parte dessa contaminação é de atividades industriais (1294), postos de serviço (4523), resíduos (208), sendo 3 registros da atividade agrícola (CETESB, 2020).

Dentre as tecnologias existentes de controle de poluição do solo, a tecnologias de biorremediação e fitorremediação tem recebido cada vez mais atenção e se tornado um *hotspot* de pesquisa na última década, dado ao seu efeito, baixo custo, fácil gerenciamento e potencial de estabilização (JINA et al., 2021). Entretanto outras técnicas têm sido aplicadas com o intuito de acelerar os processos de remediação.

Técnicas de remediação e sua relevância para o sistema

A remediação de áreas contaminadas é utilizada para imobilização ou redução dos poluentes para níveis aceitáveis, são técnicas que podem ser aplicadas individualmente ou concomitante com demais sistemas (EUGRIS 2008). Os processos de remediação podem ser realizados no próprio local (*in situ*) ou ser necessário a remoção do material contaminado até locais de tratamento (*ex situ*) (KUPPUSAMY et al., 2016).

Existe muitas técnicas já estudadas e disponíveis para recuperação de solos contaminados, as mais comumente usadas incluem tecnologias físicas, químicas e biológicas (Figura 1). Essa seleção de técnica constitui um processo complexo, envolvendo as características do local, substâncias, compostos, elementos radioativos e um estudo da viabilidade técnica econômica de aplicação das várias alternativas para área.



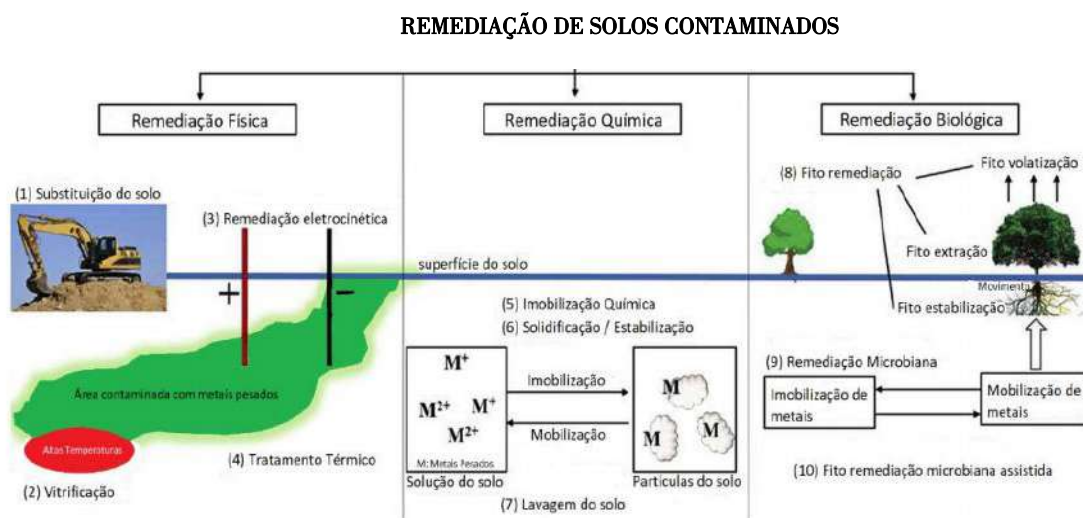


Figura 1: Técnicas de remediação de solos contaminados

Fonte: Gong et al.; 2018).

Diante da complexidade e das diferentes técnicas, selecionar a melhor é um fator determinante para gestão de riscos de sítios contaminados. Para aplicação das técnicas precisa levar em conta vários fatores; como as condições físicas, químicas e biológicas da área contaminada; concentração do contaminante e; tempo de degradação ou remoção do composto objeto da remediação (ANDRADE; AUGUSTO; JARDIM, 2010).

Nos últimos anos, após o avanço da revolução industrial, o uso de tecnologias e o crescimento da indústria (produção, descarte e uso de produtos), inúmeros processos vêm sendo estudados destinados a reduzir concentrações totais e/ou biodisponíveis de metais pesados ou metalóides, a fim de mitigar o acúmulo subsequente ao longo da cadeia alimentar (BHARGAVA et al., 2012). Buscando reduzir a massa total de contaminantes no solo, muitos métodos de remediação foram testados, incluindo substituição de solo, remoção, tratamento térmico, lavagem do solo e fitoextração (GONG; ZHAO; WANG, 2018).

Com relação a biodisponibilidade ou bioacumulação, as técnicas aplicadas são as que fazem uso de produtos químicos, como a cal, compostos fosfatos, orgânicos, além destas, técnicas de nitrificação (MALLAMPATI et al., 2015), solificação/ estabilização (WANG et al., 2014) e a fitoestabilização (CHENG et al., 2016) foram investigadas para remediação de áreas contaminadas.



Quando o intuito é reduzir a concentração ou a toxicidade de uma substância e/ou composto é chamado método de tratamento (sentido estrito), quando o objetivo é reduzir a mobilidade do contaminante é definido como método de confinamento.

A imobilização de metais por meio da remediação pode ter efeitos sobre às propriedades físicas do solo, com redução significativa da densidade do solo, aumento da porosidade, aumento na proporção de silte e argila, redução na concentração de areia e alteração na formação de agregados (CHEN et al., 2021).

Independente da tecnologia estabelecida para remediação de uma área, esta deve ser definida conforme o cenário e as características individuais de cada sítio contaminado, sempre amparado na legislação ambiental vigente. A maioria dos solos apresentam algum tipo de contaminação, o desafio é determinar até que ponto essa contaminação é nociva para o uso do solo, biodiversidade, exposição humana e para o ecossistema como um todo (TAVARES, 2008).

No solo, não existe somente a fonte de contaminação, mas também muitos solutos coexistentes, como minerais e matéria orgânica, que podem afetar tanto a taxa de corrosão e absorção de alguns metais como, arsênio e ferro. Portanto, a fim de explorar a aplicabilidade das técnicas de remediação é importante considerar as condições de diferentes pH, compostos orgânicos e os minerais (QIAO et al., 2020).

Estratégias biológicas de remediação de solos contaminados

A remediação biológica é uma tecnologia que utiliza microrganismos e/ou plantas para remediar e restaurar áreas contaminadas, por meio da neutralização ou remoção do contaminante. É uma boa alternativa por ser mais econômica e sustentável, além do baixo custo (ABREU et al., 2012).

Fitorremediação

A fitorremediação consiste na remoção de poluentes *in situ* pelas plantas através de absorção e acumulação em biomassa (fitoextração) ou atenuação dos efeitos do poluente no solo, pela exsudação de matéria orgânica pelas raízes (fitoextração). As plantas devem ser selecionadas com base em sua capacidade de tolerar e biacomular contaminantes, produção de biomassa e profundidade de raiz (MARQUES et al., 2011).

A fitorremediação é subdividida em: fitoestabilização, fitoevaporação e fitoextração - depende de fatores como, microrganismo, propriedade físico-químicas,



biodisponibilidade dos metais, capacidade dos organismos em captar, acumular e remover metais (CARDOSO, 2020). Muitas espécies têm a capacidade de acumular metais pesados em partes vegetativas, nodular sua biodisponibilidade, recuperar solos contaminados e estabilizar a fertilidade do solo (JACOB et al., 2018).

A fitoextração refere-se à capacidade de uma planta remover metais pesados do solo por meio da absorção, esse processo depende de a capacidade das raízes absorver, translocar e concentrar metais tóxicos de solo nos tecidos vegetais (MARQUES; RANGEL; CASTRO, 2009). Na fitoestabilização o contaminante é incorporado à lignina da parede vegetal ou ao húmus do solo, e posteriormente precipitado sob formas insolúveis, ficando presos à matriz. Essa técnica pode minimizar sua mobilidade e limitar sua difusão no solo e melhora a fertilidade do solo, reduz a erosão do vento e da água e aumenta a diversidade. É considerada a técnica de fitorremediação mais promissora (MARTINEZ et al., 2018).

A fitoextração é movida a energia solar, sendo que aqui a raiz tem a capacidade de captar, transportar e concentrar metais pesados no solo. Durante este processo os metais são transferidos do solo para a biomassa das plantas, sendo está muito fácil de reciclar, descartar, tratar ou oxidar em comparação ao solo. A fitovolatilização envolve a remoção de metais do solo e sua conversão em vapores menos tóxicos, que são então libertados na atmosfera através do processo de transpiração das plantas. A sua principal desvantagem é que depois do metal ser volatilizado não se consegue controlar o seu comportamento na atmosfera (KHALID et al., 2017).

Pode ser aplicada para remoção de diversos contaminantes orgânicos (hidrocarbonetos aromáticos polinucleares, bifenilos policloratos e pesticidas) e inorgânicos (REZANIA et al., 2015).

As vantagens desta tecnologia é por ser um sistema autotrófico com grande quantidade de biomassa que requer entrada de pouco nutriente, é simples de gerenciar e tem um respaldo sustentável (SARATALE et al., 2011).

No entanto, o processo inclui o tempo de remediação e os níveis tolerados pela planta na absorção dos contaminantes. Uma tecnologia considerada inovadora com uma vantagem econômica e ambiental, pela possibilidade de utilizar diversas plantas para extrair, conter, degradar ou imobilizar diferentes contaminantes do solo e águas (PRASAD, 2004).



Lyngdoh e Swami (2020) estudaram a capacidade fitorremediadora do girassol (*Helianthus annuus*) e do feijão (*Vigna unguiculata*) em solos contaminados com metais pesados e verificaram que áreas fitorremediadas tiveram melhor desempenho na colheita. Os autores também identificaram que o girassol teve um melhor desempenho como cultura fitorremediadora em comparação ao feijão.

O resultado com plantas de mamona também demonstrou um bom desempenho em termos de acúmulo de metal em sua biomassa (raízes, folhas, caule). Isso mostrou que a mamona é uma boa fitorremediadora de solos contaminados. Também é ideal por não ser uma cultura comestível, e possuir folhas largas e maior produção de biomassa (KHAN et al., 2019). Devido às relações complexas dentro do ecossistema, é importante testar espécies selecionadas, tanto em laboratório quanto em condições de campo.

A fitoremediação apresenta várias limitações: baixa espessura do solo que pode ser tratada pelas plantas dependendo da profundidade do assentamento que geralmente não excede meio metro, baixa taxa de translocação de metais de raízes para brotos etc. O principal limite decorre da lentidão do tratamento (BAKER et al., 2000) como consequência da baixa disponibilidade de metais em um determinado momento. O período razoável para a remediação é considerado inferior a 5 anos (KHAN et al., 2000), enquanto muito mais tempo é geralmente necessário para limpar os solos (BAKER et al., 2000, DICKINSON e PULFORD, 2005).

Biorremediação

As estratégias de biorremediação também são amplamente testadas desde 1967, quando pesquisadores entenderam que os microrganismos poderiam degradar alguns contaminantes. São tecnologias que normalmente utilizam bactérias e fungos heterotróficos para degradar ou transformar contaminantes nocivos em compostos menos agressivos para o meio e/ou em subprodutos (sais inorgânicos, biomassa microbiana) (EPA, 1998; EPA, 2000).

Algumas classes de organismos podem fragmentar moléculas de petróleo e usar como fonte de carbono e energia (AJONA; VASANTHI, 2021). Em técnicas de caráter biológico, fatores como, temperatura, pH do solo e nutrientes são condições essenciais para estimular o crescimento microbiano e garantir sucesso no processo de descontaminação.



Como nas técnicas de fitorremediação, a biorremediação também está dividida em: bioestimulação, bioventilação, bioaugmentação (técnicas *in situ*); compostagem, biografias, biológicos (*ex situ*).

TÉCNICAS *IN SITU*

A **bioestimulação** envolve a modificação do ambiente para estimular microrganismos existentes na produção de enzimas necessárias para quebrar as moléculas dos contaminantes e atenuar a contaminação (ZHANG et al., 2021). Isso pode ser feito pela adição de vários tipos de nutrientes e elétrons receptores, como fósforo, oxigênio, nitrogênio ou carbono, normalmente disponíveis em quantidade baixa ou suficientes para atividade microbiana, mas não o ideal para estimular o desenvolvimento (BARBA et al., 2021).

A principal vantagem da bioestimulação é que a biorremediação vai ser realizada por microrganismos autóctones presentes na área, por já estarem adaptados e distribuídos espacialmente na superfície. O maior desafio desta técnica é a aplicação da suplementação de maneira que fiquem prontamente disponíveis para os microrganismos na superfície. Essas fontes de nutrientes podem ser tanto de base orgânica como inorgânica, ambas têm sido estudadas no mundo todo mostrando resultados eficazes.

Wu et al (2019) avaliaram que ao remediar solos contaminados por compostos de hidrocarbonetos, a adição de nitrogênio exógeno e fósforo aceleram à atividade metabólica dos microrganismos. O mesmo foi relatado por Song et al. (2019) que verificou um aumento da variabilidade populacional após o enriquecimento com fósforo e um aumento da sincronia entre espécies dominantes após o enriquecimento com nitrogênio.

Resultado similar foi observado em solos contaminados com petróleo bruto - o ajuste de nitrogênio e fósforo foi fundamental para uma biorremediação eficiente do solo contaminado (IBEKWE; OKERENTUGBA; OKPOKWASILI, 2020).

A **bioaugmentação** é um processo realizado pela inserção e consórcios de microrganismos no solo em áreas contaminadas com resíduos perigosos, a fim de acelerar a degradação de compostos indesejados (MNIF et al., 2017). A bioaugmentação ocorre pelo isolamento e seleção de microrganismos, utilizando cepas ou microrganismos geneticamente modificados (MROZIK;



PIOTROWSKA-SEGET, 2010). Por ser um processo onde ocorre competição por fontes de carbono, e frequentemente interações antagônicas entre os microrganismos a seleção adequada é primordial para inserção com êxito de consorcio microbianos (LAWNICZAK et al., 2013).

Os microrganismos utilizados na bioaumentação podem ser originários de uma gama de ambientes. Alguns são de sítios industriais (BAUM et al., 2006; BELIMOV et al., 2004), outros isolados da rizosfera de plantas fitoextratora de metais pesados (ABOU-SHANAB; ANGLE; CHANEY, 2006).

Entretanto a seleção de microrganismos ideais depende da capacidade de tolerância ao tipo de contaminante, e de acordo com a competitividade em relação aos microrganismos já presentes no local. Considerando que a interação dos microrganismos exógenos com inseridos no sistema podem desencadear alterações na comunidade por competição ou inibição, essas mudanças podem ser positivas ou negativas (HERRERO; STUCKEY, 2015). Além disso, é essencial entender o comportamento individual de cada microrganismos para estabelecer quais compostos estão sendo degradados (BACOSA et al., 2013).

Na maioria dos casos, os microrganismos são selecionados de acordo com sua capacidade de tolerar alguns metais (SOUZA et al., 1999a, SO et al., 2003, BELIMOV et al., 2004, SHENG; XIA, 2006) e não de acordo com sua competitividade em relação aos microrganismos terrestres, baseados em parte em sua taxa de crescimento, o que é essencial em experimentos de bioaugmentação.

Ideal é que inicialmente seja feito à seleção dos microrganismos produtores de biosurfactantes e isolados da microfauna nativa, para posteriormente realizar a aplicação de consórcios microbianos com potencial de produção (MACHADO, 2018).

Em solos bioaumentado com fungo de ectomicorrízico *Paxillus involutus*, a concentração de Cd, Cu, Pb e Zn extraídos com NH_4NO_3 foi respectivamente menor que em solos não bioaumentado.

É uma técnica aplicada geralmente quando a área apresenta grande deterioração. Com resultados positivos para remediação de locais contaminados por compostos aromáticos. Mas possui alguns desafios quanto a fatores abióticos (temperatura, pH, teor de matéria orgânica) e bióticos (concorrência entre microrganismos, interação antagônica e predação de protozoários e bacteriófagos). Tendo em vista que as cepas selecionadas e testadas em escala laboratorial muitas vezes não evidenciam as condições ambientais naturais do meio que serão aplicadas (BOON et al., 2000).



A bioaugmentação tem várias vantagens em relação a outras técnicas. Quando uma população microbiana específica é injetada o processo de degradação pode começar imediatamente, enquanto que, o bioestímulo, por exemplo, envolve um período de latência após a injeção de nutrientes enquanto a população microbiana se propaga.

A técnica de bioventilação é um processo de bioestimulação que ocorre pela adição de oxigênio nos espaços vazios dos solos para estimular o crescimento dos organismos auctónes e /ou introduzidos pela bioaugmentação (REGINATTO, 2012). A bioestimulação depende da capacidade do ar se mover através do solo. É uma tecnologia promissora, pois a disponibilização de oxigênio molecular acelera os efeitos na biodegradação de vários compostos (CARNEIRO; GARIGLIO, 2010).

A tecnologia de bioventilação é um importante meio de remoção, através de volatilização, da massa do contaminante e sua destruição *in situ*. A aplicação de ar e/ou oxigênio puro na camada de subsuperfície, estimula o crescimento da população existente, resultando na redução, via potencial oxidativo, da microbiota dos contaminantes do local

A tecnologia de bioventilação é um importante meio de remoção, através de volatilização, da massa do contaminante e sua destruição *in situ*. A aplicação de ar e/ou oxigênio puro na camada de subsuperfície, estimula o crescimento da população existente, resultando na redução, via potencial oxidativo, da microbiota dos contaminantes do local.

As vantagens desta tecnologia estão atreladas ao baixo custo, processo contínuo com inserção de nutrientes, microrganismos e as estrutura do solo são preservadas. As desvantagens é que pode ocorrer contaminação residual e a falta de homogeneidade do solo pode promover diferenças na eficácia do processo e dificuldade no controle deste residual.

TÉCNICAS *EX SITU*

As técnicas de remediação *ex situ* consiste na remoção ou extração do solo contaminado do local de origem para ser tratado em um ambiente controlado, geralmente são usados biorreatores para o tratamento do solo.

Landfarming

A técnica do *Landfarming* consiste no espalhamento de um solo contaminado sobre a superfície de um solo limpo (adequadamente



impermeabilizado) e revolvido periodicamente para estimular a atividade microbiana aeróbica no interior do solo e acelerar os processos de biodegradação que ocorrem naturalmente (BROWN et al., 2017). Esta prática é indicada para o tratamento de superfícies de 10-35 cm de solo (USEPA, 2006).

É um processo muito utilizado principalmente na remoção de hidrocarbonetos de petróleo e seus derivados, e uma variedade de resíduos orgânicos. É uma tecnologia atraente por ser simples de implementar, requer pouco recursos de infraestrutura ou equipamento, é eficaz na redução das concentrações de hidrocarbonetos - com melhores resultados em regiões mais úmidas e quentes (BROWN et al., 2017).

É um método eficaz em áreas com baixa precipitação (275mm), regiões com alta evapotranspiração (2700mm) e grandes áreas de terra disponível (GUERIN, 2000).

Em estudos realizados para avaliar a contaminação de uma área após 5 anos de aplicação da técnica demonstrou resultado eficaz, não sendo detectado nenhuma evidência de acúmulo de qualquer metal ou compostos de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no solo, bem como nas análises da água subterrânea nas proximidades da instalação (GUERIN, 2000).

Biopilhas

Biopilhas é uma técnica simples relativamente barata e tem apresentado bons resultados, é uma versão mais elaborada do *landfarming* (COULON et al., 2010). O solo contaminado é escavado e espalhado em pilhas ou células em uma área de tratamento impermeabilizada que engloba um sistema de coleta de lixiviado (GERMANY et al., 2021). As biopilhas são projetadas para fornecer um ambiente propício para proliferação dos microrganismos aeróbicos (CHIEN et al., 2010). O oxigênio é fornecido por meio de uma rede de tubulação, umidade, nutrientes, pH e temperatura são controlados.

As técnicas de biorremediação envolvem a integração de microbiologia ambiental, geoquímica e hidrológica para que sejam sucedidas.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os métodos utilizados para imobilização de contaminantes, requer condições adequadas para degradação ou transformação de substâncias. Tanto os processos químicos, físicos; quanto os biológicos podem ser eficientes na remediação de solos contaminados, no entanto, é importante investigar o local, o tipo de contaminação e assim, selecionar uma técnica ou o consorcio das mais indicada.



REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A. *et al.* Phytoremediation of a soil contaminated by heavy metals and boron using castor oil plants and organic matter amendments. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 123, p. 3-7, abr. 2012.
- AJONA, M.; VASATHI, P. Bioremediation of petroleum contaminated soils: review. **Materials today: Proceedings**, India, jan.2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.01.949>.
- ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. J. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética química**, São Paulo, v.35, n.3, p.622-654, set.2010.
- APARICIO, J. D. *et al.* Successful remediation of soils with mixed contamination of chromium and lindane: Integration of biological and physico-chemical strategies. **Environmental Research**, Tucumán, v. 194, p. 4-12, mar.2021.
- BACOSA, H. P.; SUTO, K.; INOUE, C. Degradation potential and microbial community structure of heavy oil- enriched microbial consortia from mangrove sediments in Okinawa, Japan. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, New York, v. 48, n. 8 p. 835-846, jul. 2013.
- BARBA, S. *et al.* Biostimulation versus bioaugmentation for the electro-bioremediation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid polluted soils. **Journal of Environmental Management**, London, v. 277, n. 1, jan. 2021.
- BAUM, C. *et al.* Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows (*Salix x dasyclados*) **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Germany, v. 169, p. 516-522, ago. 2006.
- BHANDARI, A. *et al.* Remediation technologies for soils and groundwater. **Remediation Technologies for Soils and Groundwater**, v. 60, p. 1-449. 2007, Disponível em: <https://doi.org/10.1061/9780784408940ano>
- BHARGAVA, A. *et al.* Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals **Journal Environmental Management**, London, v. 105, p. 103-120, abr. 2012.



BOON *et al.* Bioincrease of activated sludge by a strain of *Comamonas* native testosteroni 3-chloroaniline, I2gfp. **Applied and Environmental Microbiology**, Belgium, v. 66, p. 2906-2913, jul. 2000.

BROWN, D. *et al.* Comparison of landfarming amendments to improve bioremediation of petroleum hydrocarbons in Niger Delta soils. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 596-597, p.284-292, out. 2017.

CARDOSO, L. F. **Remediação de solos contaminados por metais pesados – combinação de nanotecnologias e aditivos naturais**. 2020. Dissertação (Mestrado em Território e Gestão do Ambiente) - Universidade de Coimbra, Coimbra, 2020.

CARNEIRO, D. A.; GARIGLIO, L. P. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer**, Belo Horizonte, v. 3, n. 4, p. 82-95, maio. 2010.

CHEN, Y.; LIU, D.; MA, J.; JIN, B.; PENG, J.; HE, X. Assessing the influence of immobilization remediation of heavy metal contaminated farmland on the physical properties of soil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, 2021, v. 781, p. 1-6, mar. 2021.

CHIEN, H. Y, *et al.* Clean up of petroleum-hydrocarbon contaminated soils using enhanced bioremediation system: laboratory feasibility study. **Journal of Environmental Engineering**, New York, v. 136, n. 6 p. 597-606, jun. 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Relatório de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/>.

COULON, F. *et al.* When is a soil remediated? Comparison of biopiled and windrowed soils contaminated with bunker-fuel in a full-scale trial. **Environmental Pollution**, Barking, v. 158, p. 3032-3040, jun.2010

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Seminar series on monitored natural attenuation for ground water**, EPA/625/K-98/001. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1998.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Engineered approaches to in situ bioremediation of chlorinated solvents: fundamentals and field**



applications, EPA-542-R-00-008. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2000.

EUGRIS – European Information System Soil and Groundwater. Consulta geral a homepage, 2021. Disponível em: <http://www.eugris.info/>.

GERMAINE, K. J. *et al.* Improving phytoremediation through plant associated bacteria. In: DE BRUIJN, F. J. **Molecular ecology of the rhizosphere**. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2013.

GUERIN, T. Long-term performance of a land treatment facility for the bioremediation of non-volatile oily wastes. **Resource, Conservation and Recycling**, Singapura, v. 28, p. 105-120, jan. 2000.

GONG, Y.; ZHAO, D.; WANG, Q. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade. **Water Research**, New York, v. 147, n.15, p.440-460, dez. 2018.

HERRERO, M.; STUCKEY, D.C. Bioaugmentation and its application in wastewater treatment: a review. **Chemosphere**, Oxford, v. 140, p. 119-128, dec. 2015.

HIGUERAS, P. L.; SÁEZ- MARTÍNEZ, F. J.; REYES-BOZO, L. Characterization and remediation of contamination: the influences of mining and other human activities. **Environmental Science and Pollution Research**, Santiago, v. 23, n. 7, p. 5997–6001, mar. 2016.

IBEKWE, S. E. P. P.; OKERENTUGBA, G. C.; OKPOKWASILI. Modeling of bacterial remediation of crude oil-contaminated soil. **International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation**, Newark, v. 8, n. 1, p. 1-8, 2020.

JACOB, J. M *et al.* Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. **Journal Environmental Management**, London, v. 217, p. 57–70, abr.2018

JIN, T.; SHIN, C.; WANG, P.; LIU, JINPENG.; L.; ZHAN, L.; Review of bioremediation techniques for heavy metals pollution in soil, Zhuhai, 2021 IOP Conference Series: **Earth and Environmental Science**, Edinburgh, v. 687, mar.2021



KHALID, S. *et al.* A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 182, p. 247-268, nov. 2017.

KHAN, M. J. *et al.* Evaluation of phytoremediation potential of castor cultivars for heavy metals from soil. **Planta daninha**, Viçosa, MG, v. 37, n. 2, dez. 2019.

KUPPUSAMY, S. *et al.* In-situ remediation approaches for the management of contaminated sites: a comprehensive overview. In: VOOGT, P. (ed.). **Reviews of environmental contamination and toxicology**. Cham: Springer, 2016, v. 236.

LYNGDOH, E. A. S.; SWAMI, S. Potential screening of photo remediating crops and performance of maize in photo remediated coal mined acid soil with phosphorus application. **Journal of Environmental Biology**, New Delhi, v. 41, n. 6, p. 1788-1797, 2020.

MACHADO, T.S. **Produção de biossurfactantes bacterianos em solos utilizando bioaugmentação e bioestimulação**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo fundo, Passo fundo, 2018.

MALLAMPAT, S. R. *et al.* Imobilização dinâmica de radionuclídeos simulados ^{133}Cs no solo por tratamento térmico/vitrificação com compósitos nanometálicos Ca/CaO . **Journal Environmental Radioactivity**, Manitoba, v. 139, p. 118-124, out. 2014.

MARQUES, A. P. G. C.; ANTÔNIO, O. S. S.; CASTRO, R. P. M. L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising cleanup technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 39, n. 8, p. 622-654, ago. 2009.

MARTINEZ, S. *et al.* Is aided phytostabilization a suitable technique for the remediation of tailings? **European Journal of Soil Science**, Oxford, ago. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ejss.12727>.

MINIF, I. *et al.* Application of bacterial biosurfactants for enhanced removal and biodegradation of diesel oil in soil using a newly isolated consortium. **Process Safety and Environmental Protection**, Rugby, v. 109, p.72-81, jul. 2017.

MROZIK, A.; PIOTROWSKA -SEGET, Z. Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. **Microbiological Research**, Jena, v. 165, p. 363-375, jul. 2010.



QIAO, J. *et al.* Remediation of arsenic contaminated soil by sulfidated zero-valent iron. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, Shanghai, v. 15, n. 5, p. 83. out. 2020.

REGINATTO, C. *et al.* Biorremediação de um solo argiloso contaminado com uma mistura de diesel e biodiesel através da bioventilação. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 14, n. 1, p. 43-58, Jun. 2012.

REZANIA, S. *et al.* Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. **Journal of Environmental Management**, London, v. 163, p. 125-133, nov.2015.

SARATALE, R. G. *et al.* Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: a review. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, Taoyuan, v. 42, n. 1, p.138-157, jan. 2011.

SHANAB, R. A. I.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Bacterial inoculants affecting nickel uptake by *Alyssum murale* from low, moderate and high Ni soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 2882-2889, set. 2006.

SONG, M. H. *et al.* Nutrient-induced shifts of dominant species reduce ecosystem stability via increases in species synchrony and population variability. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 692, n. 20, p. 441-449, nov. 2019.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. Joinville: Clube de Autores, 2013. cap. 2, p. 61-90.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *In situ and ex situ biodegradation technologies for remediation of contaminated sites*. [ENGINEERING ISSUE]. EPA/625/R-06/015, 2006.

WANG, H. *et al.* The immobilization of heavy metals in soil by bioaugmentation of aUV-mutant *Bacillus subtilis* 38 assisted by Novogro biostimulation and changes of soil microbial community. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 278, p. 483-490, ago. 2014.

WANG, H. *et al.* Key technologies and equipment for contaminated surface/groundwater environment in the rural river network area of China:



integrated remediation. **Environmental Sciences Europe**, Shanghai, v. 33, p. 2-16, dez. 2021.

WEI, L. *et al.* The effectiveness of nanobiochar for reducing phytotoxicity and improving soil remediation in cadmium-contaminated soil. **Scientific Reports**, Tokyo, p. 1–10.

WU, M. *et al.* Effect of bioaugmentation and biostimulation on degradação de hidrocarbonetos e composição da comunidade microbiana em petróleo-solo contaminado de Loessal. **Chemosphere**, Oxford, v. 237, dez. 2019.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources. Chemistry, risks and best available strategies for remediation. **International Scholarly Research Notices**, New York, p. 1–20, out. 2011.

ZHANG, Z. *et al.* Metagenomics reveals functional profiling of microbial communities in OCP contaminated sites with rapeseed oil and tartaric acid biostimulation. **Journal of Environmental Management**, London, v. 289, n. 1, jul. 2021.

