

## Capítulo XVII

### Contaminação de solos em vinhedos e pomares: Valores de referência no solo e em plantas e estratégias de mitigação

Anderson César Ramos Marques<sup>1</sup>  
Tadeu Luis Tiecher<sup>2</sup>  
Lessandro de Conti<sup>3</sup>  
Isley Cristiellem Bicalho Silva<sup>4</sup>  
Edicarla Trentin<sup>5</sup>  
Carina Marchezan<sup>5</sup>  
Alcione Miotto<sup>6</sup>  
Eduardo Giroto<sup>7</sup>  
Paulo Ademar Avelar Ferreira<sup>8</sup>  
Cledimar Rogério Lourenzi<sup>9</sup>  
George Wellington Bastos de Melo<sup>10</sup>  
Carlos Alberto Ceretta<sup>11</sup>  
Gustavo Brunetto<sup>12</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, pesquisador do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: acrmarques@hotmail.com.br

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Ciência de Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Restinga, RS, Brasil. E-mail: tadeu.t@hotmail.com.

<sup>3</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Ciência de Tecnologia Farroupilha (IFFar), Santo Augusto, RS, Brasil. E-mail: lessandrodeconti@gmail.com.

<sup>4</sup> Engenheira Agrícola, Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: isleybicalho@yahoo.com.br.

<sup>5</sup> Engenheira Agrônoma, Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: edicarlarentin@gmail.com; marchezancarina@yahoo.com.br.

<sup>6</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Ciência de Tecnologia de Santa Catarina (IFSC), São Miguel do Oeste, SC, Brasil. E-mail: alcione.miotto@ifsc.edu.br.

<sup>7</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Bento Gonçalves, RS, Brasil. E-mail: eduardo.giroto@bento.ifrs.edu.br.

<sup>8</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Cachoeira do Sul, RS, Brasil. E-mail: ferreira.aap@gmail.com.

<sup>9</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil. E-mail: lourenzicr@gmail.com.

<sup>10</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pesquisador Embrapa Uva e Vinho, Bento Gonçalves, RS, Brasil. E-mail: wellington.melo@embrapa.br

<sup>11</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: carlosceretta@gmail.com

<sup>12</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. Bolsista em Produtividade do CNPq. E-mail: brunetto.gustavo@gmail.com.

**Resumo:** As frequentes aplicações de fungicidas com Cu ou Zn em pomares e vinhedos têm levado ao acúmulo desses metais nos solos. Embora essenciais em processos fisiológicos de plantas, o excesso desses metais pesados no solo e nos tecidos vegetais pode provocar fitotoxidez. Plantas de videiras jovens apresentaram redução de 50% no rendimento relativo da produção de matéria seca da parte aérea com teores disponíveis de 37 mg Cu kg<sup>-1</sup> no solo, e diminuição de 25% no rendimento relativo da parte aérea de plantas de aveia preta na presença de teores de Cu disponível no solo de 42 mg Cu kg<sup>-1</sup>. No caso do Zn, há relato de diminuição de 50% no rendimento relativo da produção de matéria seca e videiras jovens em solo com teores disponíveis de Zn de 116,5 mg kg<sup>-1</sup>. Entretanto, no caso de aveia preta, teores de Zn disponíveis de até 142 mg Zn kg<sup>-1</sup> não causaram redução na produção de matéria seca da parte aérea, apenas com teores disponíveis acima de 142 mg Zn kg<sup>-1</sup>. Entretanto, análise dos teores deve ser feita, considerando as características do solo e isso porque solos com maiores teores de argila e matéria orgânica são capazes de adsorver elementos como Cu e Zn com tal energia que diminuem sua disponibilidade e, por consequência, a possibilidade de ocorrência de fitotoxidez às frutíferas e plantas de cobertura. Do ponto de vista de cultivo, algumas estratégias empregadas, como a aplicação de amenizantes como calcário e fertilizantes fosfatados, alteram o pH e reduzem a disponibilidade de metais no solo, além da adição de materiais orgânicos, que auxiliam na adsorção e imobilização de metais nos grupos químicos -COO<sup>-</sup>. Outra estratégia, a inoculação de fungos micorrízicos arbusculares, atenuam a transferência dos metais para as plantas pela absorção e compartimentalização dos elementos tóxicos em hifas e esporos. Essas alternativas podem ser combinadas com algumas técnicas de fitorremediação, como a fitoextração e a fitoestabilização. Na primeira, o metal é absorvido do solo, translocado para parte aérea, que é posteriormente colhida e removida do local. Na segunda, o metal é imobilizado pela absorção e complexação na biomassa radicular ou quelado na rizosfera em ácidos orgânicos e outras moléculas exsudadas pelas raízes e microrganismos. Essas temáticas serão abordadas de forma mais ampla durante esse capítulo.

**Palavras-Chave:** Contaminação de solo, cobre, zinco, calagem, composto orgânico, micorrizas, fitorremediação.

## 1. Introdução

As principais regiões produtoras de frutas no Brasil estão situadas dentro do Bioma Mata Atlântica, que possui solos normalmente rasos, pedregosos e uma topografia variando de relevo suave ondulado a forte ondulado, textura média ou argilosa e com conteúdo médio ou alto de matéria orgânica e, mais recentemente, com a ampliação das fronteiras agrícolas, áreas de pastagens naturais da Campanha Gaúcha do Rio Grande do Sul, região Oeste do estado e situada no Bioma Pampa, que faz divisa com o Uruguai, foram incorporadas ao sistema de produção de frutíferas, especialmente videiras. Nesta região as espécies frutíferas passaram a ser cultivadas em propriedades com área média maior que as encontradas na Ser-

ra Gaúcha, em solos localizados em topografia suave ondulada, profundos e bem drenados, com predomínio de argilomineral do tipo 1:1 e baixos teores de óxido de Fe, com textura arenosa e baixos teores de matéria orgânica (Brunetto et al., 2008).

Em todas estas regiões destacadas, as elevadas precipitações, que aumentam o molhamento foliar, e incidência de ventos fortes estimulam a incidência de doenças como por exemplo, podridão-parda [*Monilinia fructicola* (Wint.) Honey] e a sarna (*Cladosporium carpophilum*) para o pêssego, sarna-da-macieira (*Venturia inaequalis*) e mancha-das-folhas-e-frutos-da-macieira por *Glomerella cingulata* (*Colletotrichum gloeosporioides*) para a cultura da maçã e o míldio (*Plasmopara viticola*) para a videira, as quais podem diminuir a produção das frutas e até depreciar a sua composição, prejudicando também a qualidade dos subprodutos como sucos, vinhos e espumantes. Devido a essas condições climáticas ideais para a incidência de doenças, anualmente vinhedos e pomares são submetidas a aplicações frequentes de fungicidas contendo cobre (Cu) e zinco (Zn) para o controle de doenças. Essa é uma das principais fontes de Cu para essas áreas, que pode causar o acúmulo e alterações na distribuição das frações desse elemento no solo (Brunetto et al., 2017).

Nesse cenário destaca-se a vitivinicultura, onde tradicionalmente são feitas aplicações frequentes de fungicidas à base de Cu, como a calda bordalesa [ $\text{CaO} + \text{CuSO}_4$ ], oxicloreto de Cu [ $\text{CuCl}_2 \cdot 3\text{Cu}(\text{OH})_2$ ], mancozebe e além de outros fungicidas para o controle de doenças fúngicas foliares (Brunetto et al., 2017). Em um ciclo da cultura da videira, o montante das aplicações de fungicidas pode chegar à adição de 30 kg Cu ha<sup>-1</sup> (Casali et al., 2008). No entanto, a calda bordalesa e tratamentos foliares como micronutrientes também contribuem para o aumento dos teores de outros metais pesados no solo, como o Zn (Mirlean et al., 2007), corroborando com a ocorrência de altos teores de ambos os elementos, Cu e Zn, em solos de vinhedos, o que tem sido frequentemente reportado nos últimos anos (Miotto et al., 2014; Giroto et al., 2016; De Conti et al., 2019; Tiecher et al., 2017, 2018; Brunetto et al., 2017).

Essas fontes de contaminação ocasionam o aumento dos teores de Cu e Zn em formas com maior biodisponibilidade no solo, podendo alcançar teores tóxicos às plantas cultivadas nestes ambientes, algo que vem sendo alertado em diversos estudos sobre fitotoxicidade (Giroto et al., 2016; Tiecher et al., 2016, 2017; De Conti et al., 2018; 2019). No solo, o Cu e o Zn são retidos por ligações físico-químicas e sua labilidade depende do conteúdo de argilominerais, matéria orgânica (MOS), valor de pH e capacidade de troca de cátions (CTC) do solo. Normalmente, a sorção do Cu e do Zn no solo ocorre primeiramente nos sítios de ligação mais ávidos e, em seguida, os íons remanescentes são redistribuídos em frações que são retidas com menor energia e, conseqüentemente, de maior disponibilidade as plantas. Desta forma, a classe de solo tem grande influência na disponibilidade de metais pesados no solo, que por sua vez está diretamente atrelada ao seu potencial tóxico às plantas. Neste sentido, solos que possuem baixos teores de argila e de MOS e com elevada acidez, apresentam baixa capacidade de adsorção de Cu e Zn. Desta forma, as aplicações frequentes de insumos agrícolas com elevadas concentrações de Cu e Zn, aumentam a quantidade de frações solúveis e trocáveis destes elementos no solo, agrupadas no termo biodisponíveis, potencializando a toxidez às plantas. Porém, no Brasil ainda são escassos os valores de referência de toxidez de Cu e Zn em solos de vinhedos/pomares e mesmo no tecido de plantas. Além

disso, necessita-se avançar no estabelecimento de estratégias, também economicamente viáveis, para diminuir o potencial de toxidez de Cu e Zn em vinhedos/pomares.

Desta forma, nos parece que a avaliação da interação de teores de Cu e Zn disponíveis no solo e os mecanismos para mitigação dos efeitos deletérios de níveis desses metais constituem ferramentas para manutenção da produtividade das espécies frutíferas e da cobertura do solo mesmo sob níveis tóxicos de metais no solo. As principais estratégias de mitigação pesquisadas no Brasil têm sido o uso de amenizantes, fungos micorrizicos arbusculares (FMAs) ou então a fitorremediação com plantas e consórcio entre frutíferas e espécies de cobertura. Estas plantas utilizam mecanismos fisiológicos para mitigação da toxidez como ácidos orgânicos e sistema enzimático antioxidante.

## 2. Valores de referência de Cu e Zn no solo e em plantas

Em Argissolos arenosos da região da Campanha Gaúcha, que possuem baixos teores de MOS e apresentam caráter ácido, é possível a ocorrência de toxidez de Cu em plantas jovens de videira. Exemplo disso é a diminuição de 50% no rendimento relativo (RR) na produção de matéria seca da parte aérea, quando o teor de Cu disponível no solo era de 37 mg Cu kg<sup>-1</sup>, conforme relatado por De Conti et al. (2019) (Figura 1a). Há também relato de toxidez de Cu em aveia preta, na qual houve uma diminuição de 25% na produção de matéria seca da parte aérea (Figura 1b), quando o teor de Cu disponível era de 42 mg kg<sup>-1</sup>, num solo com 170 g kg<sup>-1</sup> argila; 300 g kg<sup>-1</sup> de silte e 530 g kg<sup>-1</sup> de areia (Tiecher et al., 2016). Estes trabalhos evidenciam que há diferença entre espécies vegetais, quanto a tolerância à exposição a elevados teores de Cu no solo.

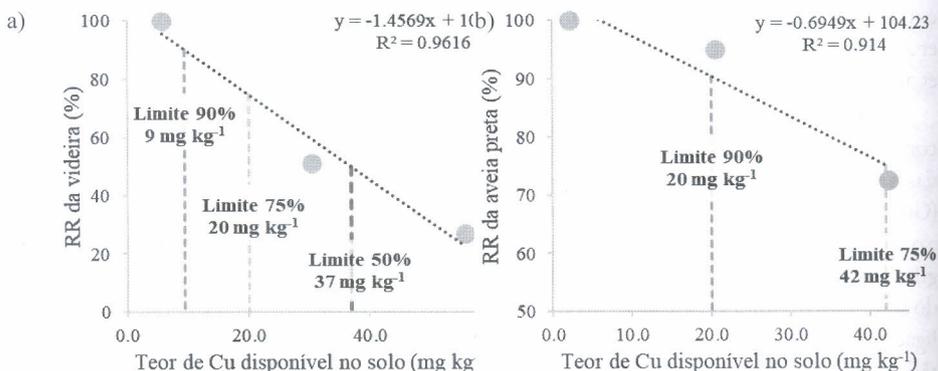


Figura 1. Rendimento relativo (RR) da produção de matéria seca da parte aérea de plantas de videira (a) e aveia preta (b), em função da exposição das plantas a diferentes teores de Cu no solo (extraído por EDTA). Fonte: Adaptado de De Conti et al. (2019) e Tiecher et al. (2016).

É importante observar que o comportamento de Cu e Zn no solo são diferentes, tanto que no mesmo solo referido acima no trabalho de Tiecher et al. (2016), os autores não

identificaram diminuição na produção de matéria seca da parte aérea de aveia preta, mesmo na presença de concentrações de Zn disponível no solo de até  $142 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ . No entanto, deve-se ter o cuidado ao concluir sobre fitotoxidez, baseado apenas em algum parâmetro de crescimento, como fizeram Tiecher et al. (2016), e isso porque os mesmos autores observaram que as plantas mostraram alterações de alguns parâmetros mais sensíveis, como a redução das atividades das enzimas antioxidantes catalase e peroxidases, o que demonstra que as plantas já podem apresentar estresse oxidativo nessas condições, mas que, neste caso, não foi o suficiente para alterar a produção de matéria seca da parte aérea.

Por sua vez, quando Tiecher et al. (2017) analisaram a resposta de plantas de videiras jovens ao Zn, perceberam que houve uma diminuição de 50% no rendimento relativo da produção de matéria seca de plantas, quando o teor de Zn disponível no solo era de  $116,5 \text{ mg kg}^{-1}$  (Figura 2). Estes exemplos sugerem que as plantas podem suportar teores disponíveis de Zn superiores aos teores de Cu no solo. Entretanto, até o momento ainda são escassas as literaturas que abordam o efeito de altos teores de Zn às plantas em solos com altos teores de argila e MOS, o que dificulta uma abordagem mais ampla para este metal.

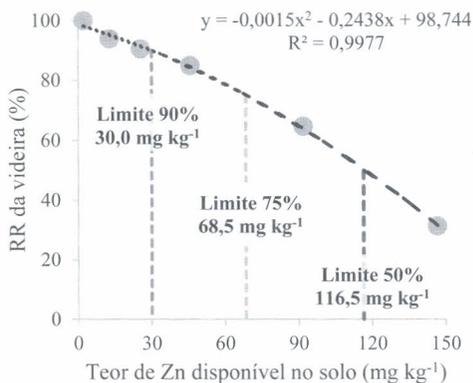


Figura 2. Rendimento relativo (RR) da produção de matéria seca da parte aérea de plantas de videira em função da exposição das plantas a diferentes teores de Zn no solo (extraído por EDTA). Fonte: Adaptado de Tiecher et al. (2017).

Por outro lado, as características dos solos também afetam a probabilidade de ocorrência de fitotoxidez por metais como Cu e Zn. Em solos da região da Serra Gaúcha, classificados como Cambissolos, e que possuem mais de 30% de argila e 2,5% de MOS, Giroto et al. (2016) observaram decréscimo no RR da produção de matéria seca da parte aérea de aveia preta em 25 e 50%, apenas quando os teores disponíveis de Cu no solo foram de 90 e  $205 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente (Figura 3). Logo, estes teores de Cu no solo são muito superiores aos  $37 \text{ mg kg}^{-1}$  relatado por De Conti et al. (2019), ou mesmo  $42 \text{ mg kg}^{-1}$ , observado por Tiecher et al. (2016), citados anteriormente, mas em Argissolos arenosos da Campanha Gaúcha. Dessa forma, envolver sempre características de solo como teor de argila e matéria orgânica, pelo menos, na discussão sobre teores de Cu e Zn no solo e possibilidade de fitotoxidez à videira e pomares, em especial.

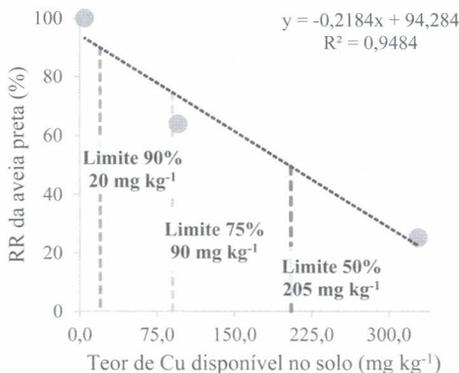


Figura 3. Rendimento relativo (RR) da produção de matéria seca da parte aérea de plantas de aveia preta em função da exposição das plantas a diferentes concentrações de Cu no solo. Fonte: Adaptado de Giroto et al. (2016).

Além das características do solo, outro aspecto importante é que existem espécies de plantas que são mais sensíveis a Cu e Zn. Apesar disso, Kloke et al. (1984) e Kabata-Pendias (2011) citam que teores foliares entre 15-20 mg Cu kg<sup>-1</sup> e 150-200 mg Zn kg<sup>-1</sup> provocam redução do crescimento das plantas. Contudo, na Figura 4 se observa que teores de Zn na parte aérea acima dos valores mencionados, reduziram em apenas 10% o RR da produção de matéria de seca da parte aérea de plantas de videiras jovens. Entretanto, quando os teores de Zn atingiram 350 e 445 mg Zn kg<sup>-1</sup>, a redução foi muito expressiva, ou seja, de 25 e 50%, respectivamente.

Com relação ao Cu, os estudos realizados por Tiecher et al. (2016; 2017) e De Conti et al. (2019), com plantas de aveia preta e videira, mostrados nas Figuras 1a e 1b, sugerem um teor crítico de Cu disponível no solo de 20 mg kg<sup>-1</sup>. Entretanto, este valor deve ser visto com cautela, pois foi obtido a partir de uma curva ajustada por apenas três pontos observados.

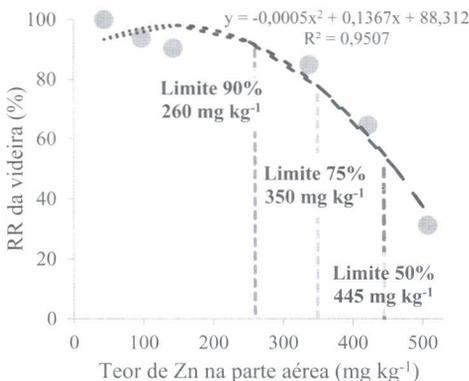


Figura 4. Rendimento relativo (RR) da produção de matéria seca da parte aérea de plantas de videira em função dos teores de Zn no tecido foliar. Fonte: Adaptado Tiecher et al. (2017).

A capacidade das plantas em tolerar a presença do Cu disponível, mesmo em teores mais elevados no solo, se deve a sua capacidade de acumular o Cu predominantemente nas raízes, sem que ocorra a translocação para a parte aérea, onde os danos podem ser mais severos. Isso confere ao Cu uma baixa mobilidade nas plantas. Contudo, se por um lado isso é motivado pela sua forte interação com os grupos sulfidril de enzimas e proteínas nos apoplastos das células da raiz, por outro lado, essa reação da planta pode inibir a atividade de enzimas ou causar alterações na estrutura e na substituição dos elementos-chave, provocando uma deficiência de outros nutrientes (Yruela, 2005; Kabala et al., 2008), resultando em redução no crescimento das plantas.

### 3. Amenizantes

Amenizantes são materiais adsorventes e imobilizadores, de natureza mineral ou orgânica, capazes de minimizar os efeitos fitotóxicos provocados pelo excesso de metais no solo (Accioly et al., 2009; Santos & Rodella, 2007). Isso porque quando os amenizantes são adicionados ao solo, as frações solúveis e trocáveis dos metais, as quais são mais facilmente absorvidas pelas plantas, são convertidas em formas geoquimicamente mais estáveis (Lwin et al., 2018). Isso diminui a sua mobilidade e biodisponibilidade, o que resulta em menor toxicidade às plantas. O processo de imobilização do contaminante pelo amenizante ocorre por meio de reações químicas envolvendo mecanismos de adsorção, precipitação e complexação.

Muitos dos amenizantes utilizados atualmente são insumos de uso comum na agricultura, como calcário, fertilizantes fosfatados e materiais orgânicos (Comin et al., 2018; Brunetto et al., 2019; Trentin et al., 2019). Mais recentemente, alguns estudos têm avaliado a eficiência de subprodutos de processos industriais, como as escórias e cinzas, em imobilizar os contaminantes do solo (Lwin et al., 2018).

A aplicação de calcário é considerada a técnica mais antiga para imobilizar os metais catiônicos do solo (Mench et al., 1999). A elevação do pH do solo resultante da adição de calcário favorece o aumento da densidade de cargas negativas, resultando em maior adsorção dos metais catiônicos, dentre os quais aqueles com potencial de fitotoxidez. Além disso, o aumento do pH do solo favorece a formação de hidróxidos metálicos. No caso do Cu, a diminuição de suas formas biodisponíveis evita a sua absorção excessiva pelas plantas, o que favorece o maior desenvolvimento vegetal. Ferreira et al. (2018) verificaram em área de vinhedo, que a aplicação de 3 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário em solo com pH 5,6 e 87,5 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, provocou a elevação do pH a 7,1 e diminuiu em 60% os teores de Cu extraído por Mehlich-1. Em função disso, afirmam os autores, a diminuição da biodisponibilidade de Cu no solo com a aplicação de calcário resultou no maior desenvolvimento das videiras, que tiveram produção de biomassa aumentada em aproximadamente 56%. Em plantas de cobertura, Comin et al. (2018) também observaram que efeitos tóxicos do Cu em aveia preta foram minimizados com a adição de 1,5 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário, em solo com pH 4,71 e 35,7 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, pois a elevação do pH a 5,53 foi positiva, pois diminuiu em 39% a concentração de Cu na parte aérea da videira e ainda promoveu a duplicação da produção de matéria seca.

Apesar da comprovada eficiência do uso de calcário como amenizante a quantidade a ser aplicada deve ser cuidadosamente determinada, observando-se o pH original do solo

e calculando o pH esperado, pois a adição exagerada de calcário pode conduzir a imobilização excessiva de elementos benéficos às plantas (Fe, Mn e Zn) e a mobilização de ânions nocivos como o As e Mo (Lwin et al., 2018), se presentes em quantidades importantes. Deve-se, antes de qualquer atitude, quanto ao uso de calcário, observar as recomendações oficiais à cultura.

O uso de compostos fosfatados para mitigar os efeitos fitotóxicos dos metais pesados em áreas contaminadas tem sido constantemente avaliado em todo o mundo (Baldi et al., 2018; Lwin et al., 2018; Brunetto et al., 2019). Atualmente existem vários tipos de amenizantes fosfatados, incluindo superfosfato simples ou triplo, mono ou diamônio fosfato (MAP e DAP), ou mesmo rocha fosfática, como a apatita. Os amenizantes fosfatados agem no solo contaminado por vários mecanismos, como a precipitação do P e do metal pesado presente na solução do solo na forma de moléculas metal-fosfato; ou pela adsorção ou substituição de elementos em moléculas de apatita ou outras que contenham P (Mallmann et al., 2016).

Além de atuar na imobilização dos metais pesados do solo, a adição de P tem um efeito indireto. As plantas, quando bem nutridas em P, possuem maior retenção de metais pesados no sistema radicular com conseqüente redução na translocação desses elementos para a parte aérea e além de estimular o crescimento e provocar diluição dos metais nos tecidos, o que contribui para maior tolerância das plantas, quando cultivadas em solos contaminados (Soares & Siqueira, 2008; Ferreira et al., 2016). Brunetto et al. (2019) relataram que em solo com 5,6 mg P kg<sup>-1</sup>, a adição de 40 mg P kg<sup>-1</sup> em solo contaminado com 10,5 mg kg<sup>-1</sup> de Cu reduziu a concentração de Cu para 7,3 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, e mudas de videiras apresentaram melhorias consideráveis em seu crescimento e a produção de biomassa da parte aérea aumentou em aproximadamente 27%, enquanto que a biomassa radicular aumentou em 36%.

Os amenizantes orgânicos utilizados em programas de remediação de solos contaminados incluem, entre outros materiais possíveis, compostos orgânicos de diferentes origens, como serragem, vermicomposto, palhada, torta de mamona, bio sólido, entre outros. A diminuição da biodisponibilidade de metais após a aplicação dos amenizantes orgânicos deve-se principalmente a alta densidade de grupos funcionais na matéria orgânica, os quais são capazes de complexar os metais pesados catiônicos. Um exemplo disso é estudo de Ferreira et al. (2018), que ao aplicarem vermicomposto, na dose de 30 g kg<sup>-1</sup> de carbono, em solo contaminado com 87,5 mg kg<sup>-1</sup> de Cu e uma granulometria com 44 g kg<sup>-1</sup> de argila e 892 g kg<sup>-1</sup> de areia, verificaram que a concentração de Cu biodisponível diminuiu em 74%. Essa redução na biodisponibilidade do Cu favoreceu o desenvolvimento de mudas de videiras cultivadas, permitindo que as plantas produzissem, em média, 89% mais biomassa na parte aérea do que as plantas cultivadas sem o uso de vermicomposto no solo contaminado.

No entanto, a utilização de materiais orgânicos como amenizantes pode ser negativo se não houver a adição frequente dos mesmos. Isso porque, a decomposição do material orgânico pode diminuir a capacidade de troca de cátions (CTC), o que pode favorecer a liberação de metais ao longo do tempo. Esta preocupação ficou bem evidenciada no estudo de Trentin et al. (2019), os quais avaliaram a eficiência do vermicomposto em minimizar os efeitos fitotóxicos do Cu em videiras jovens e verificaram que o material orgânico utilizado não foi adequado para ser utilizado como amenizante. Os autores justificaram sua afirmação pelo fato de que, após 9 meses da aplicação do vermicomposto, com a possível

decomposição do material, a concentração de carbono orgânico dissolvido aumentou em oito vezes e a concentração de Cu na solução do solo foi incrementada em 338%. Além disso, houve incremento excessivo de todos os nutrientes no solo, principalmente Mn. Todas essas respostas contribuíram para que os sintomas de fitotoxicidade nas videiras ficassem ainda mais acentuados com a aplicação do vermicomposto, o que posteriormente resultou na morte das plantas. Por isso, a utilização de materiais orgânicos pode funcionar como amenizante, mas deve-se ter muito critério na sua estratégia de uso.

#### 4. Fungos micorrízicos arbusculares

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são organismos biotróficos obrigatórios e formadores da simbiose mutualista, sendo a micorriza arbuscular o FMA mais comum na natureza. Essa associação ocorre nas raízes de mais de 80% das plantas terrestres, promovendo melhorias no crescimento, desenvolvimento e aumento na tolerância e, ou, resistência das plantas a vários agentes ambientais adversos (Harley & Smith, 1983; Egerton-Warburton et al., 2013). Um dos principais aspectos abordados sobre a inoculação de FMA está relacionado aos benefícios proporcionados pelos seus efeitos nutricionais sobre a planta simbiótica.

As hifas extraradiculares dos FMA interagem com as raízes e propiciam aumento do volume de solo explorado, com conseqüente aumento na eficiência da absorção de nutrientes pelas plantas, principalmente aqueles pouco móveis no solo como é o caso do P (Hodge et al., 2009; Richardson et al., 2009). Além da contribuição para a nutrição vegetal, mais recentemente tem sido relatado que os FMA também participam na atenuação de estresses abióticos como aqueles causados pelo excesso de metais no solo. Vários mecanismos como a diluição dos metais pesados nos tecidos vegetais em decorrência do favorecimento do crescimento da planta; exclusão da absorção por meio da precipitação ou quelação dos elementos na rizosfera; ações reguladoras da absorção e compartimentalização dos elementos tóxicos em órgãos específicos, com conseqüente redução da transferência dos elementos das raízes para a parte aérea foram observados em plantas inoculadas com FMAs (Soares & Siqueira, 2008; Egerton-Warburton et al., 2013; Cabral et al., 2015).

Em estudo conduzido por Ambrosini et al. (2015) foram testados os efeitos de seis espécies diferentes de FMA em plantas jovens de porta-enxerto 1103P cultivados em Argissolos arenosos, de baixa MOS e de caráter ácido da região da Campanha Gaúcha. Embora todas as espécies de FMA testadas induziram um acúmulo de Cu nas raízes, as plantas inoculadas com *Rhizophagus clarus* e *Rhizophlares* aumentaram a matéria seca das raízes. Além disso, os níveis de P foram geralmente melhorados em brotações e raízes. Os autores atribuíram as evidências apresentadas à habilidade do FMA em mitigar o estresse provocado pelos altos níveis de Cu do solo, especialmente pelo fato dos fungos promoverem um aumento na absorção de água e nutrientes pelas raízes. Em estudo similar, desenvolvido por Rosa et al. (2016), com amostras de solo da mesma região, os resultados obtidos foram semelhantes. Dentre os FMA avaliados, *R. clarus* promoveu maior benefício para o crescimento das plantas e reduziu o teor de Cu nos tecidos das mudas de videira, reduzindo a toxicidade do Cu às plantas avaliadas.

## 5. Fitorremediação e consórcio entre frutíferas e espécies de cobertura

A fitorremediação é uma técnica de remediação *in situ* de solos contaminados, que consiste no uso de plantas para eliminar e/ou reduzir os efeitos do poluente no ambiente, através da degradação, sequestro ou imobilização do contaminante (Pilon-Smits, 2005). Na fitorremediação estão englobadas as diferentes formas de atuação das plantas na remediação dos ambientes contaminados, com destaque para a fitoextração, que se caracteriza pela absorção e translocação do contaminante para parte aérea, que é posteriormente colhida, e a fitoestabilização, que se caracteriza pela imobilização e complexação na biomassa radicular e rizosfera (Ali et al., 2013). Na Figura 5 pode ser observado ilustração que representa a fitoextração e fitoestabilização que são as principais formas de emprego da técnica de fitorremediação, utilizadas em solos contaminados com metais pesados.

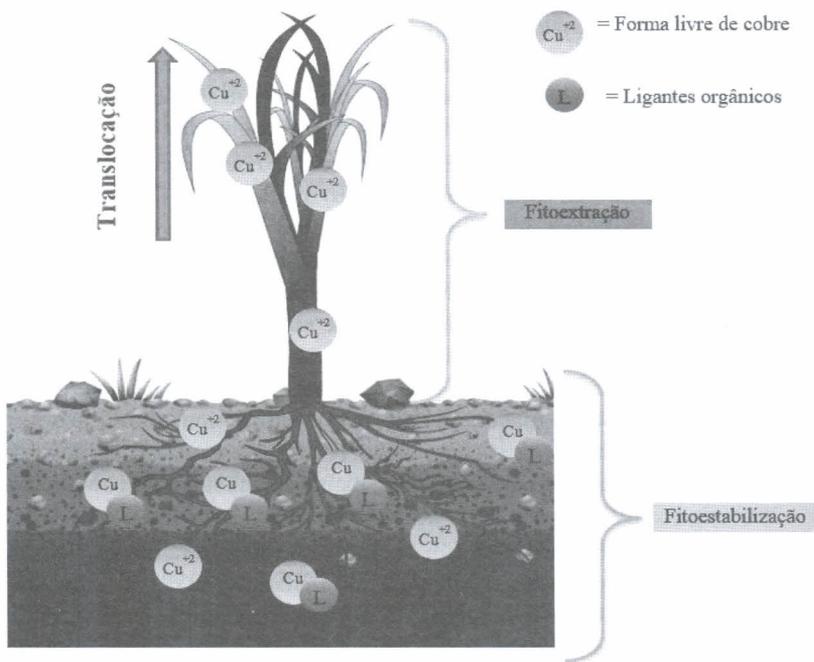


Figura 5. Principais formas de ação das plantas na fitorremediação dos solos contaminados com metais pesados.

O potencial de emprego de uma planta na fitoextração é determinado por dois fatores principais, a produção de biomassa da parte aérea e a concentração do metal na parte aérea (Ali et al., 2013). Plantas hiperacumuladoras possuem a capacidade de translocar e concentrar elevada quantidade de metais nos tecidos da parte aérea, potencializando o seu emprego na fitoextração. Porém, estas plantas geralmente apresentam crescimento lento, requerendo longo período de tempo para que ocorra significativa remoção dos contaminantes do solo (Leguizamo et al., 2017).

Na fitoestabilização, as plantas devem ser tolerantes às condições de solo, crescer rapidamente para estabelecer densa cobertura vegetal, ter sistemas radiculares bem desenvolvidos, absorver grandes quantidades do metal e acumular no sistema radicular, serem fáceis de estabelecer e possuir ciclos de vida longos ou serem capazes de auto propagar (Ali et al., 2013; Leguizamo et al., 2017). A adaptação às condições locais, ocorrência espontânea e o ciclo perene, conferem às espécies nativas, como as do Bioma Pampa, grande potencial de emprego na remediação dos solos de vinhedos contaminados com Cu e Zn na região da Campanha.

O consórcio consiste no cultivo simultâneo de duas ou mais espécies de plantas na mesma área. A presença das plantas de cobertura do solo coabitando os vinhedos, pode contribuir na redução dos efeitos fitotóxicos do excesso de metais, devido a absorção e acúmulo do Cu e Zn no tecido destas plantas e também pela exsudação de íons e compostos orgânicos, que promovem a alteração do pH do solo rizosférico e aumentam a concentração de ânions orgânicos (De Conti et al., 2018a). Essas alterações reduzem a biodisponibilidade de contaminantes catiônicos, a exemplo do Cu, por aumentar a proporção das espécies químicas complexadas na solução do solo, consequentemente reduzindo a forma livre de  $\text{Cu}^{+2}$ , que é a espécie química preferencialmente absorvida pelas plantas (McBride, 1994). A redução da biodisponibilidade do contaminante tende a beneficiar outras espécies cultivadas em consórcio, como observado em níveis intermediários de contaminação por Cu, quando as videiras jovens foram cultivadas em consórcio com gramíneas nativas do Bioma Pampa (De Conti et al., 2018b, 2019).

A ocorrência de espécies nativas locais, que possuem maior rusticidade e adaptação, apresentam grande potencial de utilização no consórcio com outras plantas de cobertura introduzidas, como aveia preta, aumentando a capacidade de reduzir a biodisponibilidade do contaminante no solo rizosférico (De Conti et al., 2018a). Além de possibilitar a fitorremediação *in situ*, o cultivo consorciado em pomares aumenta a eficiência do uso da terra, pois permite a remediação do solo e o cultivo de culturas com retorno econômico simultaneamente. A presença das plantas herbáceas coabitando os pomares também contribui para proteção do solo aos processos erosivos e aumenta a ciclagem de nutrientes, pois não ocorre a exportação de nutrientes através de colheitas, retornando ao sistema os nutrientes absorvidos após a sua decomposição.

Os possíveis mecanismos de redução de toxidez por essas plantas incluem exsudatos radiculares e grande variedade de compostos metabólicos primários (carboidratos e aminoácidos) e secundários (flavonóides, glucosinolatos, auxinas, etc...) (Badri & Vivanco 2009; Vives-Peris et al., 2019). O processo de exsudação é dependente do composto orgânico, por exemplo, moléculas de baixo peso molecular, como açúcares, aminoácidos, ácido carboxílico e compostos fenólicos exsudados via difusão (Vives-Peris et al., 2019). A biodisponibilidade de nutrientes é o principal fator químico que influencia a exsudação de compostos orgânicos pelo sistema radicular das plantas (Vives-Peris et al., 2019). As plantas podem alterar os valores de pH do solo através da exsudação de compostos orgânicos, consequentemente, aumentando ou reduzindo a disponibilidade e absorção de nutrientes de acordo com suas necessidades nutricionais (Marschner, 2012; Vives-Peris et al., 2019). A exsudação de ácidos orgânicos é uma estratégia utilizada pelas plantas para diminuir a disponibilidade

de micronutrientes, por exemplo Cu e Zn, em solos contaminados por excesso de metais pesados (Marschner, 2012; Seshadri et al., 2015; Montiel-Rozas et al., 2016).

A exsudação de ácidos orgânicos na região do apoplasto e rizosfera aumenta a complexação de espécies químicas livres de metais pesados na solução do solo, especialmente do  $\text{Cu}^{+2}$ , consequentemente diminuindo a absorção e translocação destes elementos pelas plantas (Kabata-Pendias, 2011). Ácidos orgânicos apresentam alta reatividade com o Cu, alterando a distribuição das espécies químicas na solução do solo e aumentando a quantidade de espécies complexadas devido a presença de grupos funcionais, como a carboxila (-COOH) e hidroxila (OH) (Seshadri et al., 2015; Montiel-Rozas et al., 2016).

Importante destacar que as plantas fitorremediadoras em consórcios tendem a competir por água e nutrientes com as frutíferas, especialmente na fase inicial de implantação do pomar. Em pomares adultos a profundidade de exploração do sistema radicular é diferente entre as culturas, minimizando o impacto da competição. Cabe destacar também que a eficiência desta técnica é comprometida em níveis deletérios de contaminação, aonde o crescimento das plantas fitorremediadoras é drasticamente impactado. Nestas condições outras técnicas de remediação, a exemplo da aplicação de amenizantes, devem ser associadas ao cultivo consorciado nos pomares (De Conti et al., 2019).

## 6. Considerações finais

O efeito tóxico da contaminação dos solos pelo excesso de metais via aplicação de fungicidas apresenta variação em função do metal, sendo muito maior para Cu do que Zn. Em solos da região da Serra Gaúcha, classificados como Cambissolos, com mais de 30% de argila e 2,5% de MOS, os valores de concentração de metais para que ocorra toxidez são bastante superiores aos observados para solos arenosos, como os Argissolos da região da Campanha Gaúcha. Em condições de toxidez o uso de amenizantes como calcário e fosfatados agem por vários mecanismos, como a elevação do pH do solo, resultando no aumento da densidade de cargas negativas e em maior adsorção dos metais catiônicos contaminantes, ou pela precipitação do P e do metal pesado presente na solução do solo na forma de moléculas metal-fosfato. Os amenizantes orgânicos utilizados na remediação de solos contaminados diminuem a biodisponibilidade de metais principalmente pela alta densidade de grupos funcionais na matéria orgânica, os quais são capazes de complexar os metais catiônicos, e constituem uma forma interessante de redução de toxidez, devido a disponibilidade de dejetos animais ou resíduos de indústrias. Somado a isso, fungos micorrízicos arbusculares vêm contribuindo também como técnica de atenuação da toxidez por metais. No entanto, há necessidade de seleção de espécies mais adaptadas às condições locais de altas concentrações de metais, visando o melhor estabelecimento dos fungos nos locais de plantio, aumentando sua eficiência na promoção do crescimento das videiras. Essas técnicas podem ser combinadas com as técnicas de fitorremediação por plantas, entre elas a fitoextração e a fitoestabilização. Por sua vez, estas técnicas são relacionadas com a capacidade de espécies vegetais de cobertura em acumular o metal no sistema radicular ou parte aérea das plantas ou então impedir sua absorção através da quelação do Cu e Zn com ácidos orgânicos e outras substâncias orgânicas exsudadas. No entanto mais estudos precisam ser realizados para identificar quais mecanismos são os mais eficientes no combate a toxidez e quais plantas são

as mais eficientes em usá-los. Até o momento o uso de gramíneas nativas tem apresentado um grande potencial para cultivo em pomares e vinhedos contaminados pela presença de metais pesados como Cu, especialmente.

## 7. Referências bibliográficas

- ACCIOLY, A. M. A.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 44: 180-188, 2009.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. **Chemosphere**, 91: 869-881, 2013.
- AMBROSINI, V. G.; VOGES, J. G.; CANTON, L.; COUTO, R. R.; FERREIRA, P. A. A.; COMIN, J. J.; DE MELO, G. W. B.; BRUNETTO, G.; SOARES, C. R. F. S. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on young vines in copper-contaminated soil. **Brazilian Journal of Microbiology**, 46: 1045-1052, 2015.
- BADRI, D. V.; VIVANCO, J. M. Regulation and function of root exudates. **Plant Cell and Environment**, 32(6): 666-681, 2009.
- BALDI, E.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; QUARTIERI, M.; SORRENTI, G.; BRUNETTO, G.; TOSELLI, M. Soil-applied phosphorous is an effective tool to mitigate the toxicity of copper excess on grapevine grown in rhizobox. **Scientia Horticulturae**, 227: 102-111, 2018.
- BRUNETTO, G.; BONGIORNO, C. L.; MATTIAS, J. L.; DEON, M.; MELO, G. W.; KAMINSKI, J.; CERETTA, C. A. Produção, composição da uva e teores de nitrogênio na folha e no pecíolo em videiras submetidas à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, 38: 2622-2625, 2008.
- BRUNETTO, G.; FERREIRA, P. A. A.; MELO, G. W. B. de; CERETTA, C. A.; TOSELLI, M. Heavy metals in vineyards and orchard soils. **Revista Brasileira de Fruticultura**, 39: 263-274, 2017.
- BRUNETTO, G.; ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; HEINZEN, J.; FERREIRA, P. A. A.; CERETTA, C. A.; SOARES, C. R. F. S.; MELO, G. W. B. de; SORIANI, H. H.; NICOLOSO, F. T.; FARIAS, J. G.; DE CONTI, L.; STEFANELLO, L. O. S.; SANTANA, N.; COUTO, R. R.; JACQUES, R. J. S.; TIECHER, T. L. Use of phosphorus fertilization and mycorrhization as strategies for reducing copper toxicity in young grapevines. **Scientia Horticulturae**, 248: 176-183, 2019.
- CABRAL, L.; SOARES, C. R. F. S.; GIACHINI, A. J.; SIQUEIRA, J. O. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, 31: 1655- 1664, 2015.
- CASALI, C. A.; MOTERLE, D.F.; RHEINHEIMER, D. D. S.; BRUNETTO, G.; CORCINI, A. L. M.; KAMINSKI, J.; DE MELO, G. W. B. Formas e desorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32: 1479-1487, 2008.
- COMIN, J. J.; AMBROSINI, V. G.; ROSA, D. J.; BASSO, A.; LOSS, A.; MELO, G. W. B. DE; LOVATO, P. E.; LOURENZI, C. R.; RICACHENEVSKY, F. K.; BRUNETTO, G. Liming as a means of reducing copper toxicity in black oats. **Ciência Rural**, 48(4), e20170278, 2018.
- DE CONTI, L.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; LOURENZI, C. R.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; MARQUEZAN, C.; ANCHIETA, M. G.; BRUNETTO, G. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 216: 374-386, 2016.

- DE CONTI, L.; CERETTA, C. A.; MELO, G. W.; TIECHER, T. L.; SILVA, L. O. S.; GARLET, L. P.; MIMMO, T.; CESCO, S.; BRUNETTO, G. Intercropping of young grapevines with native grasses for phytoremediation of Cu-contaminated soils. **Chemosphere**, 216: 147-156, 2019.
- DE CONTI, L.; MELO, G. W. B. de; CERETTA, C. A.; TAROUCO, C. P.; MARQUES, A. C. R.; NICOLOSO, F. T.; TASSINARI, A.; TIECHER, T. L.; CESCO, S.; MIMMO, T.; BRUNETTO, G. Photosynthesis and growth of young grapevines intercropped with native grasses in soils contaminated with copper. **Acta Horticulturae**, 1217: 179-184, 2018.
- DE CONTI, L.; CERETTA, C. A.; TIECHER, T. L.; DA SILVA, L. O. S.; TASSINARI, A.; SO-MAVILLA, L. M.; MIMMO, T.; CESCO, S.; BRUNETTO, G. Growth and chemical changes in the rhizosphere of black oat (*Avena strigosa*) grown in soils contaminated with copper. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 163: 19-27. 2018a.
- EGERTON-WARBURTON, L. M.; QUEREJETA, J. I.; ALLEN, M. F.; FINKELMAN, S. L. Mycorrhizal Fungi. In: Reference **Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. 2ª Edição. 2013.
- FERREIRA, P. A. A.; MARCHEZAN, C.; CERETTA, C. A.; TAROUCO, C. P.; LOURENZI, C. R.; SILVA, L. S.; SORIANI, H. H.; NICOLOSO, F. T.; CESCO, S.; MIMMO, T.; BRUNETTO, G. Soil amendment as a strategy for the growth of young vines when replanting vineyards in soils with high copper content. **Plant Physiology and Biochemistry**, 126: 152-162, 2018.
- FERREIRA, P. A. A.; SILVA, E. P. DA; ARMAS, R. D. DE; LAZZARETTI, B. P.; MELO, G. W. B. DE; ZALAMENA, J.; SOARES, C. R. F. S. Estratégias de amenização da fito toxidez de metais pesados em solos de vinhedos, in: Melo, G. W. B. DE, ZALAMENA, J., BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A. (Eds.), **Calagem, Aducação e Contaminação Em Solos Cultivados Com Videiras**. Bento Gonçalves, p. 138. 2016.
- GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; ROSSATTO, L. V.; FARIAS, J. G.; BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; LOURENZI, C. R.; SCHMATZ, R.; GIACHINI, A.; NICOLOSO, F. T. Biochemical changes in black oat (*Avena strigosa* Schreb) cultivated in vineyard soils contaminated with copper. **Plant Physiology Biochemistry**, 103: 199-207, 2016.
- HARLEY, J. L.; SMITH, S. E. **Mycorrhizal symbiosis**. Mycorrhizal symbiosis. 483p. 1983.
- HODGE, A.; BERTA, G.; DOUSSAN, C.; MERCHAN, F.; CRESPI, M. Plant root growth, architecture and function. **Plant and Soil**, 321(1-2):153- 187, 2009.
- KABAŁA, K.; JANICKA-RUSSAK, M.; BURZYNSKI, M.; KŁOBUS, G. Comparison of heavy metal effect on the proton pumps of plasma membrane and tonoplast in cucumber root cells. **Journal of Plant Physiology**, 165: 278-288, 2008.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press, Boca Ratón, Florida. 548p. 2011.
- KLOKE, A.; SAUERBECK, D. R.; VETTER, H. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: Nriagu, J. O. (eds) Changing Metal Cycles and Human Health. Dahelm Workshop Reports, Life Sciences Research Report, 28, **Springer-Verlag**, Berlin, Heidelberg. 113p. 1984.
- LEGUIZAMO, M. A. O.; GOMEZ, W. D. F.; SARMIENTO, M. C. G. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands - A review. **Chemosphere**, 168: 1230-1247, 2017.
- LWIN, C. S.; SEO, B. -H.; KIM, H. -U.; OWENS, G.; KIM, K. -R. Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality a critical review. **Soil Science and Plant Nutrition**, 64, 156-167, 2018.

- MALLMANN, F. J. K.; MIOTTO, A.; SANTANA, N. A.; JACQUES, R. J. S. Manejos indicados pela pesquisa para mitigar o excesso de metais pesados nos solos do sul do Brasil. In: **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, 187p. 2016.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**, 3rd ed. Academic Press, London, 889p. 2012.
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; CLIJSTERS, H.; LEPP, N.; EDWARDS, R. 18 In Situ Metal Immobilization and Phytostabilization of Contaminated Soils. In: **Phytoremediation of Contaminated Soil and Water**. 323p. 1999.
- MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; NICOLOSO, F. T.; GIROTTO, E.; FARIAS, J. G.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, 374 (1-2): 593–610, 2014.
- MIRLEAN, N.; ROISENBERG, A.; CHIES, J. O. Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). **Environmental Pollution**, 149: 10–17, 2007.
- MONTIEL-ROZAS, M. M.; MADEJÓN, E.; MADEJÓN, P. Effect of heavy metals and organic matter on root exudates (low molecular weight organic acids) of herbaceous species: An assessment in sand and soil conditions under different levels of contamination. **Environmental Pollution**, 216: 273-281, 2016.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, 56: 15-39, 2005.
- RICHARDSON, A. E.; HOCKING, P. J.; SIMPSON, R. J.; GEORGE, T. S. Plant mechanisms to optimise access to soil phosphorus, in: **Crop and Pasture Science**, 60: 124–143, 2009.
- ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; BRUNETTO, G.; FONSÊCA SOUSA SOARES, C. R.; BORGHEZAN, M.; PESCADOR, R. Parâmetros fisiológicos em videiras “Paulsen 1103” (*Vitis berlandieri* x *Vitis rupestris*) inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares em solo contaminado com cobre. **Ciência e Técnica Vitivinícola**, 31(1): 14-23, 2016.
- SANTOS, G. C. G. DOS; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31(4): 793-804, 2007.
- SESHADRI, B.; BOLAN, N. S.; NAIDU, R. Rhizosphere-induced heavy metal(loid) transformation in relation to bioavailability and remediation. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 15(2): 524-548, 2015.
- SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Mycorrhiza and phosphate protection of tropical grass species against heavy metal toxicity in multi-contaminated soil. **Biology and Fertility of Soils**, 44: 833–841, 2008.
- TIECHER, T. L.; SORIANI, H. H.; TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; NICOLOSO, F. T.; TAROUCO, C. P.; CLASEN, B. E.; DE CONTI, L.; TASSINARI, A.; MELO, G. W. B.; BRUNETTO, G. The interaction of high copper and zinc doses in acid soil changes the physiological state and development of the root system in young grapevines (*Vitis vinifera*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 148: 985–994, 2018.
- TIECHER, T. L.; TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; DE CONTI, L.; KULMANN, M. S. S.; SCHNEIDER, R. O.; BRUNETTO, G. Tolerance and translocation of heavy metals in young grapevine (*Vitis vinifera*) grown in sandy acidic soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Scientia Horticulturae**, 222: 203–212, 2017.

TIECHER, T. L.; TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; TASSINARI, A.; PARANHOS, J. T.; DE CONTI, L.; BRUNETTO, G. Physiological and nutritional status of black oat (*Avena strigosa* Schreb.) grown in soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Plant Physiology and Biochemistry**, 106: 253–263, 2016.

TRENTIN, E.; FACCO, D. B.; HAMMERSCHMITT, R. K.; FERREIRA, P. A. A.; MORSCH, L., BELLES, S. W.; RICACHENEVSKY, F. K.; NICOLOSO, F. T.; CERETTA, C. A.; TIECHER, T. L.; TAROUCO, C. P.; BERGHETTI, A. L. P.; TOSELLI, M.; BRUNETTO, G. Potential of vermicompost and limestone in reducing copper toxicity in young grapevines grown in Cu-contaminated vineyard soil. **Chemosphere**, 226: 421–430, 2019.

VIVES-PERIS, V.; OLLAS, C. de; GÓMEZ-CADENAS, A.; PEREZ CLEMENTE, R. M. Root exudates: from plant to rhizosphere and beyond. **Plant Cell Reports**, 39: 3-17, 2020.

YRUELA, I. Copper in plants”. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 171: 145–156, 2005.