

## FITOTOXICIDADE E HIPERACUMULAÇÃO DE NÍQUEL EM ESPÉCIES VEGETAIS

José Lucas dos Santos Oliveira <sup>1</sup>

Thiago dos Santos Oliveira <sup>2</sup>

Thayná Kelly Formiga de Medeiros <sup>3</sup>

Edevaldo da Silva <sup>4</sup>

### RESUMO

A disposição inadequada de resíduos de metais pesados no ambiente pode provocar a contaminação de solo, água e planta, tornando-se uma problemática ambiental emergente. Esse estudo realizou uma pesquisa bibliográfica sobre a fitotoxicidade do Ni com destaque para espécies vegetais que podem ser potencialmente hiperacumuladoras desse metal pesado. O Ni é classificado como metal pesado essencial para o desenvolvimento das plantas, exercendo importantes contribuições fisiológicas para a ativação da enzima urease, contudo, a concentração essencial deve ser inferior a  $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$ . Apesar da contribuição fisiológica do Ni, algumas espécies são pouco tolerantes a presença do metal, sendo afetadas morfo e fisiologicamente em concentrações mais elevadas. Entretanto, outras espécies são tolerantes a presença do Ni e conseguem absorver altas concentrações do metal, como *Phyllanthus serpens* ( $38.100 \text{ mg kg}^{-1}$ ), *Alyssum corsicum* ( $18.100 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e *Berkherya coddii* ( $18.100 \text{ mg kg}^{-1}$ ) sem desenvolver nenhuma alteração fisiológica negativa e, por isso, podem ser utilizadas para remediar áreas contaminadas pelo metal. Conhecer o nível de mínimo e máximo de tolerância das espécies vegetais a exposição ao Ni pode auxiliar no desenvolvimento de estratégias que visem remediar áreas contaminadas pelo Ni por meio da fitorremediação.

**Palavras-chave:** Contaminação Ambiental, Metal Pesado, Planta, Solo, Toxicidade.

### INTRODUÇÃO

Os metais pesados têm sido reportados como uma problemática que tem afetado todo o mundo (ALI; KHAN; SAJAD, 2013). Os problemas ambientais gerados pela ação antrópica tem se elevado na atualidade, especialmente em virtude do consumismo que tem intensificado a utilização e produção de resíduos sólidos que podem conter resquícios de metais pesados (ROCHA; COSTA; AZEVEDO, 2019).

---

<sup>1</sup> Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal da Paraíba - UFPB, [lucasoliveira.ufcg@gmail.com](mailto:lucasoliveira.ufcg@gmail.com)

<sup>2</sup> Graduando do Curso de Licenciatura em História da Universidade Norte do Paraná - UNOPAR, [stthiagooliveira@gmail.com](mailto:stthiagooliveira@gmail.com);

<sup>3</sup> Graduanda do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, [thaynak98@gmail.com](mailto:thaynak98@gmail.com);

<sup>4</sup> Doutor em Química Analítica e Professor da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, [edevaldos@yahoo.com.br](mailto:edevaldos@yahoo.com.br);

No ambiente aquático, a presença de metais pesados pode ter fonte natural ou antropogênica (SILVA et al., 2018). Nos solos, eles também podem ser disponíveis em concentrações naturais, contudo, as ações antrópicas têm promovido mudanças nesse cenário (SILVA et al., 2016; YADA; MELO; MELO, 2020).

São diversas as fontes antrópicas de metais pesados para o ambiente, tais como: subproduto de resíduos sólidos depositados (ROCHA; COSTA; AZEVEDO, 2019), atividades de mineração (ALI; KHAN; SAJAD, 2013), processos e métodos de produção nas atividades agrícolas (CAMPOS et al., 2005) e uso de agroquímicos (SILVA et al., 2016).

Algumas das principais características que definem os metais pesados se referem a sua baixa solubilidade, capacidade de contaminar alimentos e o ambiente (REIS et al., 2020). Por não serem biodegradáveis, se acumulam e podem causar a contaminação de toda a cadeia trófica (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006; ALI; KHAN; SAJAD, 2013).

O potencial acumulativo dos metais pesados contribui para que esses elementos permaneçam presentes no meio ambiente por uma grande quantidade de tempo (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006), gerando efeitos tóxicos ao meio ambiente e à saúde humana, devido a bioacumulação desses elementos nos tecidos dos organismos e a biomagnificação na cadeia alimentar (ALI; KHAN; SAJAD, 2013).

Alguns metais pesados desempenham funções importantes na sobrevivência de alguns organismos vivos, como as plantas, sendo considerados como micronutrientes essenciais (KIELING-RUBIO; DROSTE; WINDISCH, 2012) e outros têm elevado potencial tóxico e são considerados como não essenciais.

Dentre os metais pesados conhecidos e classificados como essenciais para o desenvolvimento das plantas, pode-se citar o cobre (Cu), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), zinco (Zn) e níquel (Ni), e como não essenciais, pode-se citar o chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As) (ZENGIN, 2013; YADA; MELO; MELO, 2020).

O Ni enquanto micronutriente essencial desempenha importantes funções fisiológicas no desenvolvimento das plantas (NASIBI et al., 2013; RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ et al., 2016), entretanto, mesmo com importância fisiológica, os metais pesados essenciais também podem exercer toxicidade se estiver disponível em concentrações elevadas no ambiente.

O Ni é um metal pesado que está agrupado dentre os principais contaminantes que tem impactado na qualidade do solo para fins de produção agrícola (YADAV, 2010), comprometendo o cultivo de espécies vegetais em todo o planeta (SYAM et al., 2016). Além



disso, assim como outros contaminantes com potencial tóxico conhecido, a disponibilidade de Ni tem resultado em problemas globais (IQBAL, 2016).

Por isso, torna-se importante se estabelecer estratégias de remediação de áreas impactadas por esse metal. Dentre elas há a fitorremediação, que usa plantas com potencial hiperacumulador de metais pesados para reduzir a concentração desses elementos no ambiente (SARWAR et al., 2017), para tanto, é necessário inicialmente compreender como as espécies vegetais reagem a exposição aos metais pesados (KHAN et al., 2019) e destacar aquelas que são mais tolerantes a exposição aos metais pesados.

Esse estudo realizou uma pesquisa bibliográfica sobre a fitotoxicidade do Ni, com destaque para espécies vegetais que podem ser potencialmente hiperacumuladoras desse metal.

## **METODOLOGIA**

Essa pesquisa é do tipo bibliográfica, com abordagem qualitativa dos dados. Foram pesquisados artigos científicos, livros e informações publicadas em sites oficiais sobre a contaminação ambiental por Ni. Os trabalhos foram pesquisados em bases de dados como o Periódicos CAPES, Web Of Science, Science Direct. Foram analisados artigos científicos publicados entre os anos de 1989 e 2020.

Os termos de busca utilizados na pesquisa foram: níquel, metal pesado, contaminação ambiental e espécies hiperacumuladoras. Os respectivos termos também foram utilizados em inglês.

O critério de seleção dos artigos foi a abordagem sobre metais pesados, enfatizando as problemáticas ocasionadas pela presença de Ni no ambiente, bem como características gerais, toxicidade sobre as plantas e espécies com potencial hiperacumulador.

Os dados foram analisados de forma qualitativa, destacando os principais dados dos artigos selecionados.

## **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **Características gerais do Ni e mecanismos de atuação nas plantas**

O Ni foi descoberto em 1751, e a nomenclatura desse metal pesado na época se derivou do alemão chamado Kupfernickel (PINHEIRO; AMARANTE, 2018). Desde então,

diversas pesquisas foram publicadas abordando sobre as características do Ni e seus impactos ao meio ambiente e a biodiversidade.

No meio ambiente, o Ni pode estar presente na água, solo, sedimentos e no ar (KIELING-RUBIO; DROSTE; WINDISCH, 2012), sendo derivado de processos naturais, entretanto, seus elevados índices de bioacumulação tem sido observados principalmente em plantas (KOTAPATI; PALAKA; AMPASALA, 2017). De acordo com Marchi et al., (2020) alguns tipos de rochas e resíduos minerais consistem em fontes naturais de Ni no ambiente.

A importância econômica do Ni está atrelada, principalmente, ao seu uso como componente essencial na produção de baterias e também nas indústrias metalúrgicas (RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ et al., 2016), devido as suas características anticorrosivas, aumentando assim a funcionalidade e durabilidade dos materiais (IGLESIAS; CASAGRANDE; ALLEONI, 2007).

O lançamento de lodo de esgoto no ambiente, bem como outras atividades antrópicas desenvolvidas mundialmente, tem originado cenários de contaminação ambiental preocupantes, onde, a cada ano, cerca de 106 mil a 544 mil toneladas de Ni são depositados em todos os solos do planeta (BERTON et al., 2006).

O lodo de esgoto é um efluente que pode conter concentrações de Ni, dentre outros metais, por isso, tendo em vista os prejuízos ambientais causados pela presença desse metal pesado, as fontes que acarretam na entrada de Ni no ambiente são amplamente discutidas (ZENG et al., 2016), e tem sido importante na minimização desses impactos (IGLESIAS; CASAGRANDE; ALLEONI, 2007).

Durante longo período, o Ni foi caracterizado como um metal tóxico considerando apenas os impactos que podiam causar sobre o meio ambiente e as plantas, entretanto, percebeu-se a finalidade do metal em algumas atividades metabólicas associadas ao metabolismo e ciclagem de nitrogênio, como também para acelerar atividades enzimáticas (CAMPANHARO et al., 2013).

Dessa forma, o Ni exerce funções fisiológicas importantes nas plantas, sendo considerando então micronutriente necessário ao vegetal, contribuindo para o funcionamento da enzima urease que participa da hidrólise de ureia na planta quando disponível em concentrações inferiores a  $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$  (RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ et al., 2016).

Em grandes quantidades, esse metal torna-se tóxico para as plantas, causando clorose foliar. Entretanto, pouco se sabe sobre a toxicidade do metal em pequenas concentrações,

especialmente porque os sintomas de exposição ao metal podem estar relacionados à carência de alguns nutrientes nas plantas, como o ferro (BERTON et al., 2006).

A absorção do Ni acontece inicialmente nas raízes e é influenciada pelas características químicas e físicas do solo, quantidade disponível do metal e fisiologia do vegetal. É possível ainda que alguns nutrientes, como Cu e Zn possam interferir significativamente na absorção do Ni pela planta, reduzindo ou impedindo essa absorção (RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ et al., 2016).

As características do solo são determinantes nesse processo, bem como na adsorção do metal as suas partículas (IGLESIAS; CASAGRANDE; ALLEONI, 2007), assim, o metal acaba ficando aderido ao solo e outras partículas e só então é absorvido pelas raízes das plantas. Após absorvido, boa parte do Ni fica concentrado nas raízes, e devido as características específicas do metal, acaba movendo-se dentro da planta, sendo levado para a parte aérea, onde pode se acumular em maior quantidade (RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ et al., 2016).

Apesar dos efeitos tóxicos exercidos quando disponíveis em altas concentrações, algumas plantas conseguem armazenar elevadas quantidades de Ni e podem ser usadas para remediar áreas contaminadas pelo metal, entretanto, se essa tolerância e acumulação ocorrem em espécies que fazem parte da alimentação, graves problemas à saúde podem ser desencadeados (PRASAD, 2005).

Em todo o mundo pesquisas identificaram que pelo menos 320 espécies de plantas são consideradas tolerantes a presença de Ni no solo, acumulando grandes quantidades desse metal sem apresentar efeitos negativos ao seu desenvolvimento (GHOSH; SINGH, 2005). Deste total, 72 espécies pertencem a família Brassicaceae (MAHAR et al., 2016). Nesse sentido, pode-se constatar que as espécies consideradas hiperacumuladoras de Ni são mais abundantes que espécies que conseguem acumular elevadas concentrações de outros metais (GHOSH; SINGH, 2005).

Compreender todos os processos de mobilidade, desde a absorção do metal até o potencial máximo de acumulação de Ni nos vegetais é importante, especialmente para adotar estratégias que visem a redução da contaminação ambiental por esse metal (PRASAD, 2005).



## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os estudos que avaliam a toxicidade do Ni sobre o desenvolvimento de espécies vegetais são amplamente publicados na literatura científica, destacando os substratos e níveis de toxicidade na germinação, desenvolvimento inicial e no estabelecimento da planta no solo contaminado pelo metal pesado. Algumas pesquisas que tiveram o foco de abordagem da influência negativa de concentrações de Ni em espécies vegetais são descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Pesquisas publicadas na literatura que abordaram sobre a toxicidade do Ni em espécies vegetais (2012 - 2019).

Espécie	Nome Comum	Concentração	Referência
<i>Regnellidium diphyllum</i> Lindman.	Samambaia	100 mg L <sup>-1</sup>	Kieling-Rubio; Droste; Windisch (2012)
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Feijão	0,5 mM	Zengin (2013)
<i>Hyoscyamus niger</i>	-	100µM	Nasibi et al., (2013)
<i>Zea mays</i> L.	Milho	10 mg dm <sup>-3</sup>	Torres et al., (2016)
<i>Vigna cylindrica</i> L.	Feijão	150 mg kg <sup>-1</sup>	Mahmoond et al., (2016)
<i>Vigna mungo</i> L.	Feijão	150 mg kg <sup>-1</sup>	Mahmoond et al., (2016)
<i>Vigna radiata</i> L.	Feijão	150 mg kg <sup>-1</sup>	Mahmoond et al., (2016)
<i>Oryza sativa</i> L.	Arroz	300 mg kg <sup>-1</sup>	Álvarez et al., (2019)

A exposição da samambaia *R. diphyllum* a concentrações experimentais de Ni reduziu gradativamente o percentual de germinação em correlação com o aumento das concentrações de Ni, sendo os efeitos mais representativos observados na concentração de 100 mg L<sup>-1</sup>. Os pesquisadores concluíram que a exposição da espécie ao Ni pode limitar o desenvolvimento da espécie em locais contaminados pelo metal (KIELING-RUBIO; DROSTE; WINDISCH, 2012).

Zengin (2013) constatou que a exposição de *P. vulgaris* ao Ni, mesmo em pequenas concentrações (0,5 mM), foi responsável pela redução de 25,6% do teor de clorofila da planta. Embora o Ni seja necessário para a ativação da enzima urease, evitando a acumulação de uréia na planta (OLIVEIRA et al., 2013), acima do nível essencial o metal torna-se tóxico, comprometendo o desenvolvimento das plantas e inibindo a absorção de outros nutrientes (TORRES et al., 2016).



De acordo com os dados de Nasibi et al., (2013), as plantas de *H. niger* tiveram redução na quantidade de clorofila em 50 e 100  $\mu\text{M}$  de Ni. Na pesquisa de Torres et al., (2016) foi constatado que a exposição do milho as doses experimentais de 2,5, 5, 7,5 e 10  $\text{mg dm}^{-3}$  de Ni houve efeitos negativos ao desenvolvimento da espécie, sendo mais significativos na maior dose utilizada, de 10  $\text{mg dm}^{-3}$ , na qual foi observado que para essa concentração houve a redução da altura da planta, diâmetro do caule, área foliar e biomassa seca total.

Mahmoond et al., (2016) estudando a exposição da concentração de 150  $\text{mg kg}^{-1}$  de Ni em três espécies de feijão, observaram a presença de efeitos deletérios a membrana celular das raízes e das folhas, sendo mais representativo nas raízes pelo contato com o metal, e a espécie *V. mungo*, apresentou maior sensibilidade e conseqüentemente menor resistência em exposição a maior concentração de Ni analisada na pesquisa.

A exposição das plantas de arroz as concentrações experimentais de Ni, principalmente na concentração de 300  $\text{mg kg}^{-1}$ , foram determinantes na redução da quantidade de folhas e na diminuição do crescimento em altura da planta (ÁLVAREZ et al., 2019).

Nesse contexto, a presença de Ni no meio ambiente deve ser analisada, partindo do princípio de que com o avanço das práticas agrícolas tem ocorrido também simultaneamente a elevação das concentrações dessas substâncias no solo (TORRES et al., 2016). Tal problemática envolvendo as práticas agrícolas ocorrem principalmente pelo uso desordenado de alguns fertilizantes fosfatados, que contém traços de metais na composição e podem contaminar o solo (CAMPOS et al., 2005).

### **Espécies com potencial hiperacumulador de Ni**

Muitas espécies vegetais possuem potencial hiperacumulador e, por isso, podem absorver altos níveis de contaminantes ambientais (ALARCÓN; PELAEZ, 2019). Conforme Mahmoond et al. (2016), as plantas hiperacumuladoras removem, armazenam e estabilizam os metais pesados, tornando-os inofensivos no solo.

As espécies vegetais hiperacumuladoras tem potencial de remover metais pesados de áreas contaminadas, como o Ni, absorvendo e acumulando o metal pesado nas raízes e na parte aérea. Essas plantas possuem a capacidade de tolerar e translocar altos níveis de metais pesados que sejam tóxicos aos organismos (KHAN et al., 2000).

Baker e Brooks (1989) definem o parâmetro de classificação de plantas hiperacumuladoras como espécies com capacidade de acumular e transformar uma variedade

de compostos tóxicos, especialmente os metais pesados. Essas plantas podem conter mais de 0,1% de seu peso seco de Co, Cu, Cr, Pb ou Ni, ou até 1% do seu peso seco de Mn ou Zn (PRASAD, 2005).

Atualmente, sabe-se que mais de 400 espécies de plantas podem hiperacumular metais pesados (TOKUHO, 2019). Duran (2010) relata que espécies hiperacumuladoras como *Bidens triplinervia*, *Senecio sp*, *Sonchus oleraceus*, *Baccharis latifolia*, *Plantago orbignyana* e *Lepidium bipinnatifidum*, possuem a capacidade de crescer em solos com alto teor de metais pesados e acumulá-los em seus tecidos.

Todavia, algumas plantas possuem a capacidade reduzida para acumular metais tóxicos, e quando esses vegetais são ingeridos, tornam-se uma preocupação para a saúde humana (PRASAD, 2005).. Em plantas, o acúmulo de Ni pode provocar a redução de crescimento, clorose e escurecimento do sistema radicular (EUN; YOUN; LEE, 2000).

Alguns trabalhos que analisaram o crescimento e o potencial hiperacumulador de espécies vegetais na presença Ni são descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Espécies vegetais com potencial hiperacumulador de Ni e as respectivas quantidades acumuladas publicadas na literatura (2003-2014).

Espécie	Quantidade Acumulada	Referência
<i>Alyssum bertolonii</i>	10.900 mg kg <sup>-1</sup>	Li et al. (2003)
<i>Alyssum caricum</i>	12.500 mg kg <sup>-1</sup>	Li et al. (2003)
<i>Alyssum corsicum</i>	18.100 mg kg <sup>-1</sup>	Li et al. (2003)
<i>Alyssum murale</i>	15.000 mg kg <sup>-1</sup>	Li et al. (2003)
<i>Berkherya coddii</i>	18.000 mg kg <sup>-1</sup>	Mesjasz-Przyby et al. (2004)
<i>Alyssum serpyllifolium</i>	10.000 mg kg <sup>-1</sup>	Prasad (2005)
<i>Alyssum holdreichii</i>	11.800 mg kg <sup>-1</sup>	Bani et al. (2010)
<i>Phyllanthus serpens</i>	38.100 mg kg <sup>-1</sup>	Chaney; Broadhurst; Centofanti (2010)
<i>Isatis pinnatiloba</i>	1.441 mg kg <sup>-1</sup>	Altinozlu et al. (2012)
<i>Thlaspi caerulescens</i>	2.740 mg kg <sup>-1</sup>	Koptsik (2014)



Dentre as espécies listadas, *P. serpentinus* é a espécie que apresentou maior potencial de acumulação de Ni, conseguindo acumular cerca de  $38.100 \text{ mg kg}^{-1}$  do metal (CHANEY; BROADHURST; CENTOFANTI, 2010).

Prasad (2005) identificou cerca de 300 plantas hiperacumuladoras de Ni em 35 famílias botânicas, na qual se percebeu 3-4% de Ni na matéria seca das folhas. Na pesquisa de Li et al. (2003), a espécie *A. betolonii* foi reportada como muito tolerante a presença de Ni, suportando altas concentrações do metal ( $> 10.900 \text{ mg kg}^{-1}$  nas folhas).

Destaca-se que existe predominância de acúmulo de Ni em muitas espécies do gênero *Alyssum*. Na pesquisa de Bani et al. (2010), ao identificar a capacidade hiperacumulador da espécie *A. holdreichii*, observou-se que essa preferência pode ser justificada devido ao mecanismo de captação seletiva da espécie. Em ecossistemas portugueses, observa-se que a *A. serpyllifolium*, uma erva daninha dominante, acumula até 10.000 ppm de Ni nas folhas (PRASAD, 2005). Outras espécies também foram descritas pertencentes a esse gênero com esse potencial hiperacumulador, como *A. caricum*, *A. corsicum* e *A. murale* (LI et al., 2003).

O Ni concentra-se nos brotos das plantas e, principalmente, nas folhas. O teor de Ni nas folhas aumenta com a idade, enquanto que, em talos, diminui. A cutícula da epiderme da superfície possui maiores concentrações de metal, em comparação com o restante dos tecidos foliares, contudo, o Ni também pode ser encontrado nos vacúolos das células epidérmicas (MAHAR et al., 2016).

As espécies vegetais hiperacumuladoras podem ser utilizadas para recuperar ambientes poluídos e contaminados por elevados níveis de poluentes orgânicos e inorgânicos (HAZA, 2016) e representam grande importância ecológica para a descontaminação de áreas (PRASAD, 2005).

Todavia, deve-se compreender o limite de acumulação de Ni em espécies vegetais, considerando que em concentrações muito altas, as plantas podem ser submetidas a diferentes estresses fisiológicos. Além disso, Duran (2010) afirma que existe grande possibilidade de novas espécies com propriedades hiperacumuladoras serem descobertas, ao considerar a elevada diversidade e abundância de depósitos minerais metálicos existentes no planeta.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Ni exerce importância fisiológica nas plantas, contudo, para algumas espécies de planta a sua toxicidade é reportada quando ainda está disponível em concentrações baixas nos tecidos vegetais.

Por outro lado, há na literatura o relato de diversas espécies com potencial fitorremediador para o Ni. Dentre elas, as espécies *Phyllanthus serpentinus*, *Alyssum corsicum* e *Berkherya coddii* se destacam por acumular altas concentrações desse metal pesado.

## REFERÊNCIAS

ALARCÓN, N.; PELÁEZ, F. Transferencia de metales suelo-planta en el cerro “El Toro”, Huamachuco, Perú. **Manglar**, v. 16, n. 2, p. 143-149, 2019.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, p. 869-891, 2013.

ALTINOZLU, H.; KARAGOZ, A.; POLAT, T.; UNVER, I. Nickel hyperaccumulation by natural plants in Turkish serpentine soils. **Turk. J. Bot.**, v. 36, p. 269-280, 2012.

ÁLVAREZ, S. P.; CABEZAS-MONTERO, D.; DEBORA-DUARTE, B. N.; TAPIA, M. A. M.; SIDA-ARREOLA, J. P.; SÁNCHEZ, E.; HÉCTOR-ARDISANA, E. F. Induced response to antioxidative enzymes in rice under stress due to lead and nickel. **Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas**, v. 10, n. 1, p. 51, 62, 2019.

BAKER, A.; BROOKS, R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v. 1, p. 811-826, 1989.

BANI, A., PAVLOVA, D., ECHEVARRIA, G., MULLAJ, A., REEVES, RD, MOREL, JL, SULCE, S. Nickel hyperaccumulation by the species of *Alyssum* and *Thlaspi* (Brassicaceae) from the ultramafic soils of the Balkans. **Bot. Serb.**, v. 34, p. 3-14, 2010.

BERTON, R. S.; PIRES, A. M. M.; ANDRADE, S. A. L.; ABREU, C. A.; AMBROSANO, E. J.; SILVEIRA, A. P. D. Toxicidade do níquel em plantas de feijão e efeitos sobre a microbiota do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 8, p. 1305-1312, 2006.

CAMPANHARO, M.; MONNERAT, P. H.; ESPINDULA, M. C.; SOUZA, W. R. Resposta do feijoeiro “princesa” cultivado em argissolo e neossolo à aplicação de níquel. **Interciencia**, v. 38, n. 6, p. 465-470, 2013.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; NETO, A. E. F.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.

CHANEY, R. L.; BROADHURST, C. L.; CENTOFANTI, T. Phytoremediation of soil trace elements. **Trace elements in soils**, p. 311-352, 2010.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

DURAN, P. **Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Pre- litoral Catalana**. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona. 2010.

EUN S. O.; YOUN, H. S.; LEE, Y. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. **Physiologia Plantarum**, v. 110, p.357-365, 2000.

GHOSH, M.; SINGH, S. P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 3, n. 1, p. 1-18, 2005.

HAZA, S. C. **Efecto de la aplicación de ramnolípido en la fitoextracción de cobre por plantas de *Hordeum vulgare* L. y *Brassica juncea* L. en suelos contaminados artificialmente, Monografía en Licenciatura en Ingeniería Agrícola**. Mención en Holdings Agrícola, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. 2016.

IGLESIAS, C. S. M.; CASAGRANDE, J. C.; ALLEONI, L. R. F. Efeito da natureza do eletrólito e da força iônica na energia livre da reação de adsorção de níquel em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 897-903, 2007.

IQBAL, M. Vicia faba bioassay for environmental toxicity monitoring: A review. **Chemosphere**, v. 144, p. 785-802, 2016.

KHAN, A. G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T. M.; KHOO, C. S.; HAYES, N. J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v. 41, p. 197-207, 2000.

KHAN, M. J.; AHMED, N.; HASSAN, W.; SABA, T.; KHAN, S.; KHAN, Q. Evaluation of phytoremediation potential of castor cultivars for heavy metals from soil. **Planta Daninha**, v. 37, p. 1-7, 2019.

KIELING-RUBIO, M. A.; DROSTE, A.; WINDISCH, P. G. Effects of nickel on the fern *Regnellidium diphyllum* Lindm. (Marsileaceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 807-811, 2012.

KOPTSİK, G. N. Problems and prospects concerning the phytoremediation of heavy metal polluted soils: a review. **Eurasian Soil Sci.**, v. 47, p. 923-939, 2014.

KOTAPATI, K. V.; PALAKA, B. K.; AMPASALA, D. R. Alleviation of nickel toxicity in finger millet (*Eleusine coracana* L.) germinating seedlings by exogenous application of salicylic acid and nitric oxide. **The Crop Journal**, v. 5, p. 240-250, 2017.

LI, Y., CHANEY, R., BREWER, E.; ROSEBERG, R.; ANGLE, J. S.; BAKER, A.; REEVES, R.; NELKIN, J. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. **Plant and Soil**, v. 249, p. 107-115, 2003.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; LI, R.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals

contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 11-121, 2016.

MAHMOOD, S.; ISHTIAQ, S.; YASIN, G.; IRSHAD, A. Dose dependent rhizospheric Ni toxicity evaluation: Membrane stability and antioxidant potential of *Vigna* species. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 73, n. 3, p. 378-384, 2016.

MARCHI, G.; GUELFILVA, D. R.; MALAQUIAS, J. V.; GUILHERME, L. R. G.; SPEHAR, C. R.; MARTINS, E. S. Solubility and availability of micronutrients extracted from silicate agrominerals. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, p. 1-12, 2020.

MESJASZ-PRZYBY, O. J.; NAKONIECZNY, M.; MIGULA, P.; AUGUSTYNIAK, M.; TARNAWSKA, M. M.; REIMOLD, W.U.; KOEBERL, C.; PRZYBY, O. W.; OWACKA, E. G. Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. **Acta Biol. Cracov. Ser. Bot.**, v. 46, p. 75-85, 2004.

NASIBI, F.; HEIDARI, T.; ASRAR, Z.; MANSOORI, H. Effect of arginine pre-treatment on nickel accumulation and alleviation of the oxidative stress in *Hyoscyamus niger*. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 13, n. 3, p. 680-689, 2013.

OLIVEIRA, T. C.; FONTES, R. L. F.; REZENDE, S. T.; ALVAREZ, V. H. Effects of nickel and nitrogen soil fertilization on lettuce growth and urease activity. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 2013.

PINHEIRO, D. L. J.; AMARANTE, G. W. Recentes avanços em reações orgânicas catalisadas por níquel. **Química Nova**, v. 41, n. 9, p. 1033-1054, 2018.

PRASAD, M. N. V. Nickelophilous plants and their significance in phytotechnologies. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 113-128, 2005.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **Metodologia do Trabalho Científico: Métodos e Técnicas da Pesquisa e do Trabalho Acadêmico**. 2ª Edição, Novo Hamburgo: Freevale, 2013, 227p.

REIS, M. M.; SANTOS, L. D. T.; SILVA, A. J.; PINHO, G. P.; ROCHA, L. M. Heavy metals in soils and forage grasses irrigated with Vieira River water, Montes Claros, Brazil, contaminated with sewage wastewater. **Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, p. 1-11, 2020.

ROCHA, C. H. B.; COSTA, H. F.; AZEVEDO, L. P. Heavy metals in the São Mateus Stream Basin, Peixe River Basin, Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Ambiente & Água**, v. 14, n. 3, p. 1-13, 2019.

RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ, T. J.; OJEDA-BARRIOS; D. L.; BLANCO-MACÍAS, F.; VALDEZ-CEPEDA, R. D.; PARRA-QUEZADA, R. Urease and nickel in plant physiology. **Revista Chapingo**, v. 22, n. 2, p. 69-81, 2016.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M. R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M. A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.

SILVA, L. S.; GALINDO, I. C. L.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOMES, R. P.; FREITAS, L.; OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M. Heavy metals in waters used for human consumption and crop irrigation. **Ambiente & Água**, v. 13, n. 4, p. 1-10, 2018.

SYAM, N.; WARDIYATI, T.; MAGHFOER, M. D.; HANDAYANTO, E.; IBRAHIM, B.; MUCHDAR, A. Effect of Accumulator Plants on Growth and Nickel Accumulation of Soybean on Metal-Contaminated Soil. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 9, p. 13-19, 2016.

TOKUHO, M. Y. **Uso de Brassica juncea (L.) Czern, Helianthus annus L. e Mimosa bimucronata (DC.) O. Kuntze na fitorremediação de solos contaminados com chumbo e níquel.** Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019.





TORRES, N. G.; CAMARGOS, S. L.; WEBER, O. L. S.; MAAS, K. D. B.; SCARAMUZZA, W. L. M. P. Growth and micronutrient concentration in maize plants under nickel and lime applications. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 4, p. 796-804, 2016.

YADA, M. M.; MELO, W. J.; MELO, V. P. Elementos-traço no solo, na planta e no grão de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto por 16 anos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 1371-1379, 2020.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, p. 167–179, 2010.

ZENG, Z.; GAO, D.; GOU, J.; LI, G.; WANG, H.; NAN, Z. Absorption of crops grown in loess improved by sludge for heavy metals Ni and Cd in the seedling stage. **Procedia Environmental Sciences**, v. 31, p. 698-706, 2016.

ZENGIN, F. Physiological behavior of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Seedlings under metal stress. **Biological Research**, v. 46, n. 1, p. 79-85, 2013.