



C A P Í T U L O 8

CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR METAIS PESADOS EM AGROECOSISTEMAS DE MONTANHA: O CASO DA REGIÃO SERRANA DO RIO DE JANEIRO

Erica Souto Abreu Lima

Professora Adjunta

Departamento de Solos

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ

Leonardo Durval Duarte Guimarães

Professor Associado

Departamento de Solos

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ

Camila da Costa Barros de Souza

Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ

Farley Alexandre da Fonseca Breda

Consultor Ambiental.

Doutor em Agronomia – Ciência do Solo.

RJ099, 722A, Piranema, Seropédica

Daniel Vidal Pérez

Pesquisador da Embrapa Solos

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho

Professor Titular

Departamento de Agrotecnologias e Sustentabilidade

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Seropédica, RJ

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de montanha ou de encosta, ocupam em média 25% da superfície terrestre e constituem a base direta do sustento de quase 12% da população mundial, proporcionando bens e serviços básicos para a população (López Netto

et al., 2022). Apresentam grande importância do ponto de vista ambiental, sendo caracterizados pelo seu clima propício para o cultivo de várias culturas durante todo o ano, principalmente de espécies exigentes de temperaturas mais amenas. No entanto, segundo o relatório *Mountain Farming is Family Farming* a agricultura de montanha, se mal manejada, pode comprometer a oferta mundial de alimentos e de água potável (Wymann Von Dach *et al.*, 2013).

Segundo Ferreira *et al.* (2023), o uso intensivo desses ambientes com sucessivos ciclos de produção associados a práticas inadequadas de manejo e uso do solo, tem colaborado para diversos problemas, que podem favorecer a degradação desses ambientes, influenciando não só os ambientes de montanha, como também as áreas do entorno. As atividades antrópicas desenvolvidas nessas áreas impactam esses ecossistemas que são muito frágeis, quando promovem a degradação do solo, principalmente, pelo desmatamento, intensificação dos processos erosivos, contaminação por metais pesados e pelo assoreamento e contaminação dos cursos d'água superficiais e subsuperficiais (Wymann Von Dach *et al.*, 2013).

Esses impactos têm sido observados por vários autores na Região Serrana do Rio de Janeiro, importante área produtora de hortaliças no Brasil (Barbosa *et al.*, 2021; Gonçalves *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2022; Sousa *et al.*, 2020). Os autores reforçam que, a contaminação dos solos por metais pesados favorece a absorção desses elementos pelas hortaliças cultivadas, comprometendo a qualidade dos alimentos produzidos na região, representando risco à saúde humana pelo consumo de tais hortaliças.

No Brasil, a exploração agrícola sustentável em áreas de montanha ainda é muito incipiente. Entretanto, em várias regiões do planeta, já ocorrem formas sustentáveis de exploração, com menor impacto ao meio ambiente, como na região andina, na Europa e na Ásia (López Netto *et al.*, 2022). Nesse sentido, a compreensão desse ambiente e suas interações é essencial para o desenvolvimento de um planejamento de gestão de uso das terras que garanta produtividade em longo prazo, e contribua para a manutenção da biodiversidade e a realização de outros serviços ecossistêmicos (Lima *et al.*, 2018). Para tal, é de extrema importância a adoção de práticas sustentáveis, considerando as características particulares desses ambientes, bem como um monitoramento e avaliação do uso dessas regiões.

Nesse capítulo objetiva-se mostrar o impacto da agricultura de montanha na Região Serrana do Rio de Janeiro, sobretudo pelo uso de fertilizantes, de esterco de galinha e de agrotóxicos, que são fontes de metais pesados, na qualidade ambiental e dos alimentos.

LEVANTAMENTO HISTÓRICO DAS ATIVIDADES AGRÍCOLAS REALIZADAS NA REGIÃO SERRANA, RJ

Dentre as cinco regiões do país, a sudeste é a 3^a maior região em número de propriedades rurais, com 922.049 propriedades; e dessas, 77% são caracterizadas como unidades de produção familiar. Na região sudeste, o estado do Rio de Janeiro é o que apresenta o menor número de propriedades rurais, com 58.482 propriedades, abrangendo uma área total de 2.048.973 hectares. Porém o estado é o segundo maior produtor de hortaliças do país, e a Região Serrana a principal região produtora do estado, com o predomínio de agricultura familiar (IBGE, 2017; Ribeiro, 2019). A Região Serrana do estado do Rio de Janeiro é considerada umas das áreas de maior concentração de agricultores familiares do estado, cujo foco da produção são oleráceas, as mais diversas possíveis, pois visam o abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro e grande parte da região sudeste, fazendo com que seja considerada o principal polo agrícola do estado (Grisel; Assis, 2012; Grisel; Assis, 2015; IBGE, 2017; Lima *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2021).

A Região Serrana se divide em 14 municípios: Cantagalo; São Sebastião do Alto; Carmo; Santa Maria Madalena; Macuco; Duas Barras; Sumidouro; Cordeiro; Trajano de Moraes; São José do Vale do Rio Preto; Bom Jardim; Teresópolis; Nova Friburgo; e Petrópolis, totalizando uma área de 6.881,91 km² (Figura 1). Boa parte dos municípios localizados nessa região possui como principal atividade econômica a produção de hortaliças, as quais são geralmente comercializadas na CEASA-RJ, abastecendo a região metropolitana do Rio de Janeiro (EMATER, 2017; Ribeiro, 2019).

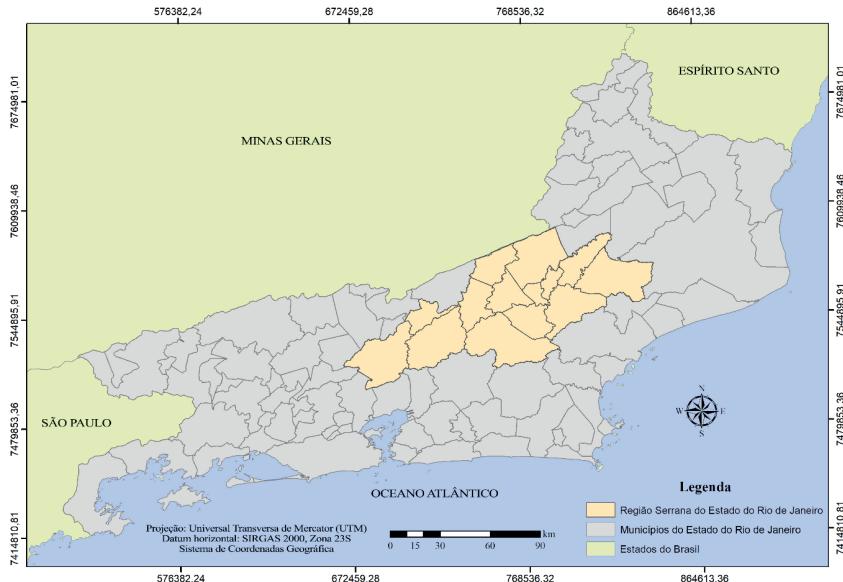


Figura 1. Mapa do estado do Rio de Janeiro com destaque para área de estudo, Região Serrana, RJ.

O clima da região é propício ao cultivo de diferentes espécies hortícolas durante todo o ano, com destaque para o cultivo de espécies exigentes em frio no inverno, e de espécies exigentes em temperaturas amenas no verão. A temperatura média anual é de 18,8 °C, sendo fevereiro o mês mais quente (22,1 °C) e julho o mês mais frio (15,2 °C). Já a precipitação média anual é de 1.808 mm com maior concentração de chuvas durante o verão (Grisel; Assis, 2012; Grisel; Assis, 2015; Assis; Aquino, 2018; Santos et al., 2021). Essas condições climáticas são favoráveis ao cultivo de hortaliças representativas do modelo de agricultura adotado nessa região montanhosa (Bhering et al., 2017; Assis; Aquino, 2018; Santos et al., 2021).

De acordo com a EMATER (2017), as principais espécies cultivadas na Região Serrana são:

- Hortaliças de folha: alface, agrião, brócolis, cebolinha, chicória, coentro, couve, couve-flor, espinafre, repolho, rúcula e salsa;
- Hortaliças de fruto: abobrinha, berinjela, ervilha, jiló, pepino, pimenta, pimentão, quiabo, tomate e vagem;
- Hortaliças de raiz: aipim, batata inglesa, batata doce, beterraba, cará, cenoura, inhame e nabo.

A partir das décadas de 1960 e 1970, com os efeitos dos pacotes tecnológicos da “Revolução Verde”, novas formas de produção visando otimizar as pequenas áreas agricultáveis foram adotadas na região. Assim, ocorreu a introdução de novas espécies vegetais de ciclo curto e valor agregado, mecanização, irrigação e utilização intensiva de agroquímicos. O preparo do solo que antes era realizado em nível com arado de bois, passou a ser realizado com arados de discos em tratores no sentido a favor da pendente (morro abaixo), sob arações profundas que favoreceram os processos erosivos em decorrência da declividade acentuada da Região Serrana (Grisel; Assis, 2012; Ribeiro, 2019).

As mudanças nas práticas agrícolas possibilitaram o aumento da produção, assim como o cultivo em períodos secos. No entanto, as terras que antes eram mantidas em pousio após os plantios passaram a ser cultivadas sucessivamente, com até 4 ciclos de cultivo por ano, não havendo mais período para a renovação natural da fertilidade, sendo utilizadas grandes quantidades de adubos minerais, e “cama de aviário” para a melhoria da fertilidade. Diante à redução da diversidade de espécies cultivadas, problemas fitossanitários passaram a ser verificados, necessitando de constantes aplicações de pesticidas para o controle (Grisel; Assis, 2012; Ribeiro, 2019).

Os adubos minerais aplicados nos cultivos proporcionam uma rápida disponibilização de nutrientes e metais para as plantas em decorrência de sua elevada solubilidade (Aydin *et al.*, 2010; Baldantoni *et al.*, 2016), ao passo que a cama de aviário altamente utilizada como adubo orgânico na região, é geralmente, aplicada sob o solo de forma “fresca”, sem nenhuma compostagem prévia, possibilitando a disponibilização de nutrientes e metais pesados presentes em sua composição ao longo do tempo, visto que, o material orgânico ainda precisa ser decomposto e mineralizado para a disponibilização dos elementos presentes (Ribeiro, 2019).

De um modo geral, atualmente o cultivo de hortaliças na região é feito de forma intensiva por agricultores familiares, em pequenas propriedades, e com uso massivo de adubos minerais e adubação orgânica. Os solos da região são predominantemente ácidos, localizados em áreas de relevo declivoso e manejados intensivamente sem adoção de práticas conservacionistas (Assis; Aquino, 2018; Bhering *et al.*, 2017; Franco *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2018; Matos, 2016). Para algumas hortaliças, como as folhosas, por exemplo, a intensificação da produção tem levado ao alcance de até quatro ciclos anuais em uma mesma área (Grisel; Assis, 2015; Santos, 2021).

As formas de relevo da região e a baixa adesão às práticas conservacionistas facilitam o transporte de frações de menor tamanho, com destaque para a fração argila, e seu acúmulo nas partes mais baixas da paisagem (Lima *et al.*, 2018). Como consequência, observa-se a diminuição da fertilidade natural dos solos com o passar dos anos e um aumento da dependência no uso de fertilizantes a fim de se

restabelecer os níveis de fertilidade do solo (Grisel; Assis, 2012; Grisel; Assis, 2015). A produção intensiva e o manejo inadequado do solo e das culturas, juntamente com o relevo acidentado da região, têm gerado uma grande problemática com relação à contaminação do solo, produtos agrícolas e recursos hídricos, limitando a sustentabilidade dos sistemas agrícolas da Região Serrana (Araújo *et al.*, 2015; Franco *et al.*, 2020; Matos, 2016; Santos, 2022; Sousa, 2017).

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS PEDOLÓGICAS DA REGIÃO

De acordo com o mapa de solos obtido para a Região Serrana do RJ (Figura 2), observa-se que os solos existentes nessa região são das subordens: Argissolo Amarelo; Argissolo Vermelho; Argissolo Vermelho-Amarelo; Cambissolo Háplico; Gleissolo Háplico; Latossolo Vermelho; Latossolo Vermelho-Amarelo; Neossolo Flúvico, e Neossolo Litólico. Existe presença também de afloramento de rochas.

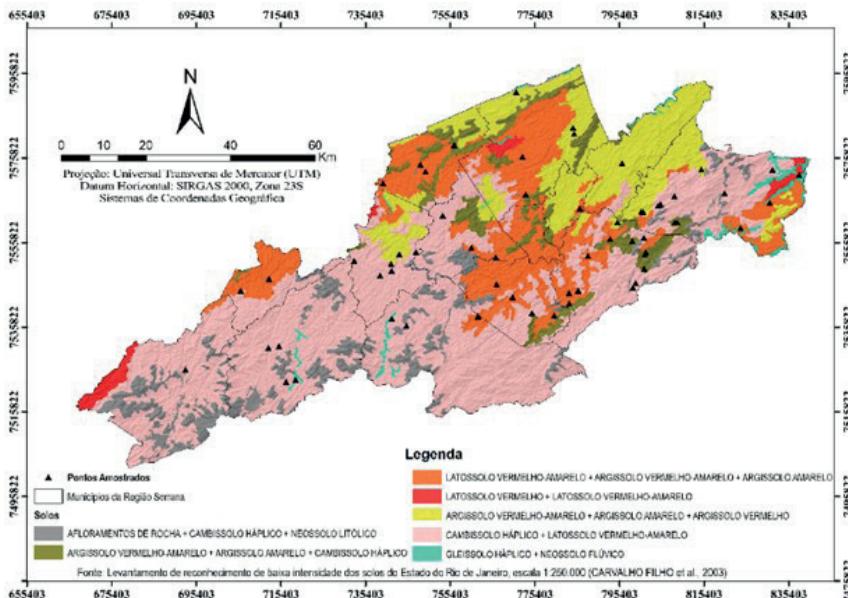


Figura 2. Mapa de solos da Região Serrana do estado do Rio de Janeiro (Adaptado de Carvalho Filho *et al.*, 2003).

Normalmente, os Argissolos da área de estudo são solos profundos a muito profundos, (1,50 m a 2,5 m), e quanto à drenagem são bem a moderadamente drenados. Quanto à fertilidade natural desses solos é variável, geralmente, apresentam baixa fertilidade e forte acidez, e também possuem uma alta suscetibilidade à erosão.

É possível observar na Figura 2, a presença na área das subordens dos Argissolos Amarelos, Argissolos Vermelhos e Argissolos Vermelho-Amarelos. Sendo que os Argissolos Vermelhos estão localizados predominantemente na paisagem em relevo forte-ondulado, enquanto os Argissolos Vermelho-Amarelos em relevo ondulado e forte-ondulado e os Argissolos Amarelos em relevo suave-ondulado e ondulado.

Os Latossolos da área de estudo são solos profundos a muito profundos (mais de 2 m de espessura dos horizontes A+B), homogêneos (geralmente os horizontes têm transição gradual) e altamente intemperizados. Quanto à drenagem são solos bem drenados. Apresentam pouco ou nenhum aumento do teor de argila em profundidade. A fertilidade natural é baixa com forte acidez. Observa-se na Figura 2, a ocorrência das subordens dos Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos, ambos os solos estão localizados em relevos ondulado a forte-ondulado, sendo alguns encontrados em áreas de relevo montanhoso.

Pode-se fazer pequenas inferências quanto ao material originário dos Latossolos e Argissolos da área em questão, tem-se que tanto para os Argissolos Vermelhos quanto para os Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos os prováveis materiais de origem são rochas de caráter básico ou intermediário, com predomínio de minerais primários ricos em Fe e Mg ou até mesmo serem formados de sedimentos originados a partir do intemperismo dessas rochas. Já os Argissolos Vermelho-Amarelos e Argissolos Amarelos têm como prováveis materiais de origem rochas de caráter ácido (granito e gnaisses), ou sedimentos originados dessas rochas.

Os Cambissolos encontrados na área são solos pouco profundos e apresentam drenagem que varia de boa a imperfeita. Quanto à fertilidade natural desses solos, essa é variável, assim como sua aptidão agrícola. Sendo que na área de estudo, há ocorrência apenas da subordem dos Cambissolos Háplicos, cuja ocorrência se dá em diversas condições de relevo.

Os Cambissolos apresentam um baixo grau de pedogênese, sendo possível ainda observar no perfil do solo a presença de micas e feldspatos (minerais primários facilmente intemperizáveis) na fração areia, fato esse que caracteriza uma pequena transformação do material de origem do solo e um baixo grau de intemperismo sobre esse material (Anjos; Pereira, 2013).

Geralmente, os Cambissolos Háplicos na área estão associados aos Argissolos Vermelho-Amarelos, Argissolos Amarelos e Latossolos Vermelho-Amarelos, mas também são observados Cambissolos Háplicos associados a afloramento de rochas e Neossolos Litólicos. Os Cambissolos Háplicos se diferenciam dos Argissolos pela ausência de gradiente textural, e dos Latossolos pela presença de minerais primários facilmente intemperizáveis (micas e feldspatos), presença de fragmentos da rocha matriz no horizonte B semi ou não intemperizada no perfil ou ainda mesmo pela relação $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ ($\text{Ki} > 2,2$) (Anjos; Pereira, 2013; Santos *et al.*, 2018).

Os Gleissolos na área de estudo são solos jovens, pouco desenvolvidos e originados de sedimentos quaternários, são solos rasos, mal drenados ou muito mal drenados. Devido serem originados de sedimentos, apresentam uma variabilidade em suas características físicas, químicas e mineralógicas, resultando em fertilidade natural variável. Sendo que na área de estudo há ocorrência de apenas a subordem dos Gleissolos Háplicos, que geralmente estão associados aos Neossolos Flúvicos. Na área de estudo, são observados tanto Gleissolos em relevo plano nas baixadas, quanto Gleissolos em ambientes de alta altitude em condições de drenagem impedida.

Os Neossolos na área de estudo são solos pouco desenvolvidos, que não apresentam grandes alterações em relação ao material originário, devido à baixa intensidade dos processos pedogenéticos. Na área de estudo, tem-se distribuídos as subordens dos Neossolos Flúvicos e os Neossolos Litólicos, onde, geralmente, os Neossolos Flúvicos estão associados aos Gleissolos Háplicos e os Neossolos Litólicos estão associados aos afloramentos de rochas e aos Cambissolos Háplicos. Os Neossolos Litólicos estão localizados, predominantemente, na paisagem em relevo forte-ondulado, montanhoso e escarpado, enquanto os Neossolos Flúvicos em relevo plano, suave-ondulado e ondulado.

Em síntese, os solos da área de estudo são solos de carga variável dependentes do pH. Em sua maioria, são solos bastante ácidos e intemperizados, na fração argila são ricos em óxidos (óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos) de ferro (hematita e goethita) e de alumínio (gibsita), e nas argilas de baixa atividade do tipo 1:1, com predomínio de caulinita e pobres em matéria orgânica. Por se tratar de solos intemperizados, qualquer alteração de pH causa a alteração de carga na superfície dos coloides.

Em relação à litologia da região, verifica-se o predomínio de seis classes distintas (padrão simplificado), que contemplam os Granitóides, Rochas Charnockíticas, Rochas Gnáissicas, Rochas Graníticas, Rochas Granodioríticas e Tonalíticas e Sedimentos Quaternários (Figura 3).

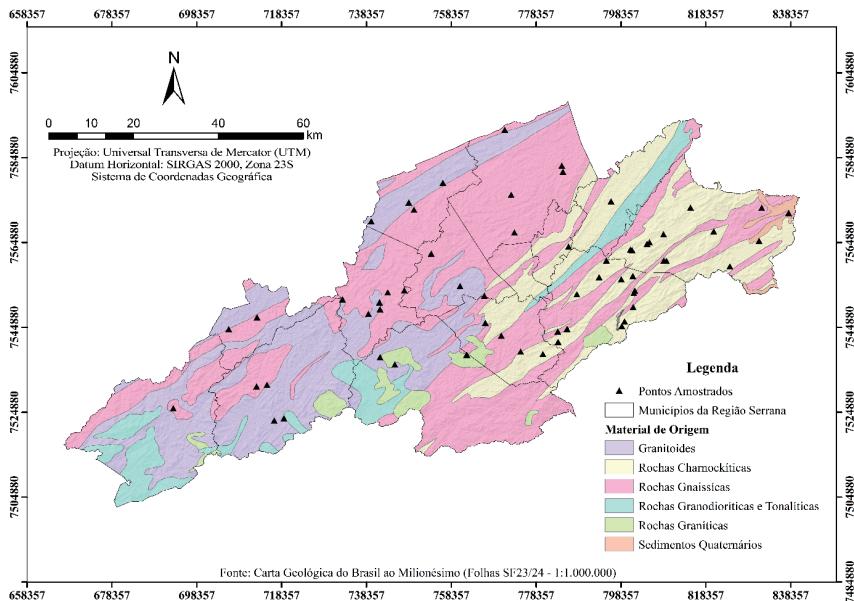


Figura 3. Mapa de material de origem da Região Serrana do estado do Rio de Janeiro. (Adaptado de Leite *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2004).

A mineralogia contida nos granitoides apresenta domínios de hornblenda e biotita com intercalações de rocha calcissilicática e quartzitos. Enquanto a mineralogia principal das rochas charnockíticas é constituída por quartzo, feldspato esverdeado, K-feldspato, piroxênio, granada, pouca biotita, mineral opaco, zircão e apatita. Enclaves de biotita-granada gnaiss, anfibolito e rocha calcissilicática são comuns.

Entretanto, as rochas gnáissicas apresentam em sua mineralogia principalmente, biotita gnaiss com intercalações de granada, muscovita, hornblenda, plagioclásio, biotita xisto, rochas calcissilicáticas, ricas em restos de paragnaisse. Por sua vez, as rochas graníticas, apresentam composição mineralógica representada, essencialmente, por quartzo, feldspato potássico, plagioclásio, aos quais, frequentemente, associam-se em quantidades bem menores a minerais maficos, como a biotita, ou félscicos, como a muscovita. Além de minerais acessórios, como titanita, apatita, zircão, allanita e minerais opacos.

Em relação ao material de origem, observa-se que há um predomínio de rochas gnáissicas (44,4%), granitoides (24,6%) e rochas charnockíticas (19,6%) na região, perfazendo 88,6% da área de estudo (Figura 3), que apresentam em sua mineralogia principal, minerais ferromagnesianos, como biotita, hornblenda e piroxênio, que podem estar associados à origem dos metais pesados nesses solos. Corroborando

com Tupinambá (1999), que ao estudar a litologia da Região Serrana do estado do Rio de Janeiro, encontrou que a área é composta em sua maioria por maciços graníticos e gnássicos.

Contudo, é possível destacar que esses materiais de origem citados, anteriormente, são materiais em sua maioria ácidos, que consequentemente irão dar origem a solos ácidos, apresentando uma mineralogia diversa que irão contribuir como percursos de óxidos de Fe, Al e Mn, e muito, provavelmente, como fontes de bases nesses solos (Ca, Mg, K, principalmente).

TEORES NATURAIS DE METAIS PESADOS EM SOLOS: PROPOSIÇÃO DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE

A determinação de níveis naturais de elementos, potencialmente tóxicos e tóxicos no solo, bem como a proposição de Valores de Referência de Qualidade (VRQ), são essenciais para a construção de uma legislação, que represente a realidade de cada local, e sirva como base para o monitoramento e remediação de áreas contaminadas (Mattos *et al.*, 2018).

O estado do Rio de Janeiro ainda não possui os VRQ para solos, sendo utilizados os valores determinados para outros estados brasileiros. Todavia, o uso de VRQ de outra localidade pode conduzir a erros nas avaliações, diante da heterogeneidade das condições geomorfoclimáticas de cada região. Diante disso, Lima e colaboradores (2018), propuseram os VRQ específicos para a Região Serrana do Rio de Janeiro, visto a sua grande importância agrícola e econômica no estado.

Ressalta-se que, para o estabelecimento dos VRQ de substâncias inorgânicas, a legislação brasileira preconiza o uso do percentil 75 ou 90 do universo amostral, sendo, previamente, retirados os valores anômalos (outliers) (CONAMA, 2009). No entanto, a determinação de VRQ a partir de critérios estatísticos simples, seja com base na média ou em percentis da distribuição de frequência de todo conjunto amostral, apresenta limitações. As principais limitações estão relacionadas à variabilidade dos atributos físicos e químicos dos solos, que são determinantes na distribuição dos metais pesados. Assim, o estabelecimento de faixas de concentração de referência, para grupos de solos mais homogêneos, quanto às suas propriedades pedogeoclimáticas e pedogeomorfológicas, como estratégia para minimizar tal problema, seria uma alternativa mais pertinente (Lima *et al.*, 2018; Mattos *et al.*, 2018).

Na determinação dos VRQ para solos da Região Serrana, Lima *et al.* (2018), selecionaram 62 pontos de amostragem, a partir da análise de sobreposição dos mapas de solos, geologia, uso e cobertura do solo do estado do Rio de Janeiro. As amostras foram coletadas em duas profundidades (0-20 cm e 20-40 cm) e analisadas quanto às características químicas e granulométricas, de acordo com o *Manual de*

Métodos de Análises de Solos da Embrapa (Donagemma *et al.*, 2011), e quanto aos teores naturais pseudototais de Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, utilizando o método SW-846 3051A (USEPA, 2007) e aparelho de Espectrometria de Emissão óptica com plasma induzido (ICP-OES).

Para a análise dos dados e determinação dos VRQ, os autores fizeram uso de métodos estatísticos multivariados, análise de agrupamento e análise discriminante, visando a obtenção de grupos de solos homogêneos, que melhor discriminassem a variabilidade pedogeomorfológica verificada na região, que consequentemente influenciam nos teores naturais dos metais pesados encontrados.

Dessa forma, a partir da análise de agrupamento, que foi realizada utilizando como variáveis os teores pseudototais de Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, a distância euclidiana como medida de dissimilaridade, e o método de ward para agrupar as observações, foi possível a obtenção de três grupos (Figura 4).

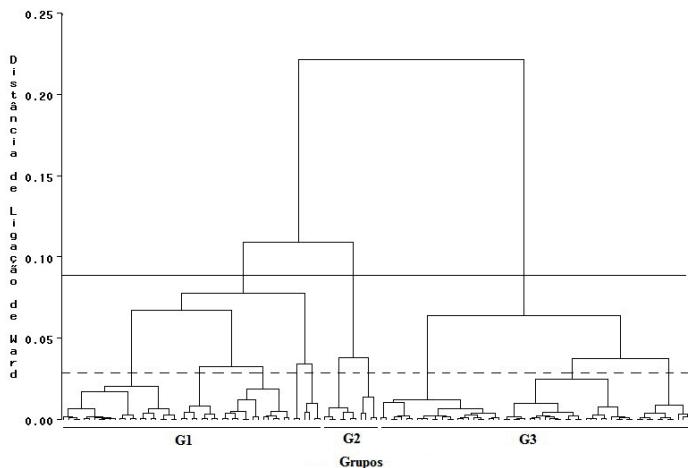


Figura 4. Dendrograma formado pela análise de agrupamento com o método de ward e distância euclidiana em função dos teores de Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn. Fonte: Lima *et al.* (2018).

Além da formação dos grupos, para selecionar variáveis do solo que classifiquem os grupos formados e proporcione uma melhor aferição da função discriminante, os autores por meio da análise discriminante e de diversos procedimentos estatísticos, elaboraram as funções de classificação (Tabela 1). Segundo Fadigas *et al.* (2006), as funções discriminantes possibilitam a avaliação do grau de acerto na distribuição das amostras entre os grupos formados e também permitem a classificação de novas amostras dentro desses grupos estabelecidos.

Tabela 1. Funções discriminantes de classificação para alocação de novas amostras nos grupos previamente formados

Grupo	Função Discriminante
1	$-149,04014 + 53,00289 \cdot \text{pH} - 18,24880 \cdot \text{Mg} + 0,00099 \cdot \text{Fe} - 0,01518 \cdot \text{Mn}$
2	$-122,88525 + 49,42420 \cdot \text{pH} - 19,29724 \cdot \text{Mg} + 0,00072 \cdot \text{Fe} - 0,01407 \cdot \text{Mn}$
3	$-146,53477 + 54,25185 \cdot \text{pH} - 20,44122 \cdot \text{Mg} + 0,00080 \cdot \text{Fe} - 0,02014 \cdot \text{Mn}$

Fonte: Lima *et al.* (2018).

Na Tabela 2 estão apresentados os teores naturais dos elementos Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, estabelecidos para os solos da Região Serrana do estado do Rio de Janeiro, representado pelo percentil 75 (P75) dos três grupos formados. No presente estudo, Lima e colaboradores (2018) ressaltam que foi considerado o percentil 75 (P75) dos grupos no estabelecimento dos VRQ, pois a eliminação de 25% dos maiores dados de cada grupo se torna mais apropriada, pois assegura uma melhor e mais restritiva avaliação ambiental, garantindo maior segurança à saúde humana. Além disso, ao se trabalhar com grupos de solos, a variabilidade dos solos estaria sendo considerada, trazendo maior precisão para as futuras avaliações ambientais.

Tabela 2. Valores de Referência de Qualidade, obtidos a partir do P75, para os elementos Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn em três grupos de solos da Região Serrana do estado do Rio de Janeiro, em mg kg^{-1}

Metais	G1	G2	G3
Al	58312	44679	61461
Cd	0,04	0,27	0,04
Co	17	11	4
Cr	59	40	26
Cu	32	27	9
Fe	43239	26027	33787
Mn	736	526	256
Ni	30	22	8
Pb	29	31	27
Zn	63	64	32

Fonte: Adaptado de Lima *et al.* (2018).

G1: Grupo 1; G2: Grupo 2; e G3: Grupo 3.

Contudo, verifica-se a importância de se conhecer os Valores de Referência de Qualidade por grupos de solos da Região Serrana, visto que os valores foram bastante distintos daqueles relatados na literatura para diferentes classes de solos e locais. Os autores ainda concluem, que os solos da Região Serrana do Rio de Janeiro apresentaram ampla variação nos teores de metais pesados, que é em grande parte influenciada pelo material de origem, pelos fatores de formação e características físicas e químicas dos solos. Evidenciou-se também, que as técnicas de análise multivariadas empregadas são um instrumento adequado e promissor para a obtenção dos Valores de Referência de Qualidade, e que a separação das amostras em três grupos expressou melhor a variabilidade do conjunto de amostras, e a adoção do P75 nos grupos foi mais pertinente para as condições do estudo. Além disso, verificou-se que as variáveis do solo pH, Mg^{2+} , e os teores pseudototais de Fe e Mn são as que mais influenciam nos teores dos metais pesados nos solos da Região Serrana do Rio de Janeiro, sendo utilizadas nas funções de classificação dos grupos.

PRINCIPAIS FONTES ANTROPOGÊNICAS DE METAIS NOS SOLOS

Devido ao cultivo intensivo e a falta de assistência técnica, os produtores na Região Serrana do Rio de Janeiro usam de forma exagerada uma série de agroquímicos destinados ao controle de doenças e para suprir a demanda nutricional das plantas. A aplicação de vários insumos agrícolas para o suprimento de nutrientes (fertilizantes minerais e orgânicos), correção do alumínio (calcário) e controle de pragas (inseticidas) e doenças (fungicidas, bactericidas e outros) tornou-se uma prática rotineira. Tudo isso é agravado quando os fertilizantes utilizados no meio agrícola contêm grande concentração de impurezas, como metais pesados, ocasionados pela insuficiente purificação no processo de manufatura (Amaral Sobrinho *et al.*, 1992; Amaral Sobrinho *et al.*, 1997; Gonçalves *et al.*, 2022). O uso indiscriminado desses produtos, associado a longos períodos de cultivo e às práticas de manejo adotadas, favorecem a contaminação do ambiente, principalmente por metais pesados, sejam, esses oriundos de fontes naturais ou antropogênicas.

Os fertilizantes, corretivos de acidez e adubos orgânicos utilizados na agricultura são importantes entradas de metais nos agroecossistemas podendo vir a comprometer o desenvolvimento das plantas, quando em altas concentrações, como também contaminar os alimentos produzidos resultando em riscos à saúde humana (He; Yang; Stoffella, 2005; Khan *et al.*, 2008; Pachura; Ociepa-Kubicka; Skowron-Grabowska, 2016). Na produção desses insumos é comum o uso de resíduos agropecuários ou industriais. Dentre esses resíduos está a escória de siderurgia que tem sido recomendada e utilizada como corretivo de acidez do solo. Em sua constituição constam metais, como ferro e manganês e outros em menores concentrações (Ning *et al.*, 2016; Nobile, 2009). Apesar disso, ainda são escassos os trabalhos que

investigam a relação entre o seu uso e o acúmulo de metais em hortaliças. Por outro lado, por promover a elevação do pH do solo, pode contribuir para a redução da solubilidade de alguns metais (Kabata-Pendias; Adriano, 1995; Nobile, 2009; Santos et al., 2021; Sposito, 2008).

A cama de aviário é outro resíduo utilizado na agricultura e que possui grandes quantidades de metais pesados, como Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni e Pb (Parente et al., 2019; Ravindran et al., 2017; Santos et al., 2021; Sousa, 2017; Souza et al., 2019). Santos (2021), evidenciou na cama de aviário fresca e compostada, respectivamente, os seguintes teores de metais: Pb (18,1 mg kg⁻¹ e 29,1 mg kg⁻¹), Cd (2,24 mg kg⁻¹ e 2,31 mg kg⁻¹), Cu (175,2 mg kg⁻¹ e 359,3 mg kg⁻¹), Fe (5.427,6 mg kg⁻¹ e 5.301,4 mg kg⁻¹), Mn (203,7 mg kg⁻¹ e 351,4 mg kg⁻¹) e Zn (157,3 mg kg⁻¹ e 313,2 mg kg⁻¹). Como os metais pesados não são degradados durante a compostagem, esse processo acaba promovendo um enriquecimento desses elementos no composto devido à mineralização da matéria orgânica (Souza et al., 2019). Entretanto, as alterações químicas e estruturais que ocorrem durante a compostagem podem influenciar na especiação dos metais pesados, imobilizando em frações mais recalcitrantes aqueles metais que estavam associados, inicialmente, a frações mais lábeis (He; Tian; Liang, 2009). Assim, essas alterações promovidas durante a compostagem apresentam o potencial de reduzir os riscos ambientais da cama de frango.

Ressalta-se que para brássicas, como a couve comum e couve-flor, são relatadas aplicações de doses de cama de aviário fresca que variam de 0,20 kg por planta no plantio (Grisel; Assis, 2015) a até 1,5 kg por planta em aplicações de cobertura (Bhering et al., 2017), o que equivale a mais de 40 Mg ha⁻¹ em cultivos mais adensados, como de 0,60 m (plantas) x 0,60 m (linhas). A utilização desse resíduo tem sido associada ao aumento da contaminação de solos e hortaliças produzidas na Região Serrana do Rio de Janeiro por metais pesados (Franco et al., 2020; Matos, 2016; Parente et al., 2019; Ribeiro, 2019; Santos, 2021; Sousa, 2017; Sousa et al., 2020).

Adicionalmente, a utilização de agrotóxicos na produção agrícola é uma prática muito comum atualmente, mesmo com o avanço no melhoramento genético de plantas e o desenvolvimento de cultivares resistentes a algumas doenças. Os ingredientes ativos desses agrotóxicos são muitas vezes metais pesados, como: sais de Zn, Cu e Mn; arsenatos de Cu e de Pb e compostos metalo-orgânicos, acarretando o aumento das concentrações desses elementos no solo (Tiller, 1989). Gimeno-García et al. (1996), avaliando a concentração de Cd, Co, Ni, Pb, Zn, Fe e Mn em três agrotóxicos (Antracol, Saturn-G e Ordram) constataram a presença de Cd nas concentrações de 1,94, 1,48 e 1,38 (mg kg⁻¹) respectivamente. Dentre os metais avaliados, o Cu não foi detectado em Antracol e Ordram. Nesse mesmo estudo, também foram avaliados alguns fertilizantes, como: Sulfato de Cobre, Sulfato de Ferro, Superfosfato e Ureia. Os maiores valores foram encontrados no Sulfato de Ferro, apresentando 220,00

mg kg⁻¹ de Mn além do Fe principal elemento desse fertilizante 210x103 mg kg⁻¹. No Sulfato de Cobre também foram detectados Zn, Pb, Cd, Ni e Co. O Superfosfato apresentou as maiores concentrações de Cd (2,22 mg kg⁻¹), acima das encontradas nos agrotóxicos (Sousa, 2017).

INFLUÊNCIA DAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS NO ENRIQUECIMENTO DE METAIS NO SOLO E NOS PRODUTOS HORTÍCOLAS PRODUZIDOS NA REGIÃO SERRANA

Considerando as práticas agrícolas intensivas adotadas pelos agricultores familiares na Região Serrana do Rio de Janeiro, o manejo inadequado do solo, a aplicação intensiva de adubação fosfatada e potássica, a adubação orgânica com cama de aviário, e o relevo são consideradas as variáveis que mais influenciam no enriquecimento de biodisponibilidade de metais pesados em solos cultivados com couve-comum (Franco *et al.*, 2020; Santos, 2022). Na mesma região e em áreas de produção de couve-comum e tomate, os principais fatores associados ao acúmulo de metais no solo foram, principalmente, a adubação orgânica com cama de aviário e a elevada influência do relevo e do material de origem (Matos, 2016; Santos, 2021; Sousa, 2017; Sousa *et al.*, 2020). Em áreas de produção de alface e salsa, os metais Pb, Cd, Cr e Ni apresentaram associação com o aporte antropogênico de metais, sendo Pb por meio de adubação orgânica, e Cd, Cr e Ni por meio dos adubos minerais (Ribeiro, 2019; Santos, 2022).

Com a finalidade de evidenciar os fatores de acúmulo de metais pesados em solos agrícolas na Região Serrana do Rio de Janeiro, Guimarães *et al.* (2024) analisaram 498 amostras de terra com cultivo intensivo de hortaliças (Tabela 3). A partir dos valores de coeficiente de variação (CV) obtidos por análise descritiva das concentrações de metais pesados nas amostras de terra analisadas, Guimarães *et al.* (2024) sugerem que os metais pesados, possivelmente, foram originados de fontes antropogênicas. De acordo com Chen *et al.* (2019) o CV para metais pesados reflete o grau de interferência das atividades humanas (antrópicas) no meio ambiente. Normalmente, os ambientes, fortemente, afetados por atividades antrópicas tendem a produzir um CV mais alto para a concentração desses elementos (Chen *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2019; Liang *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019). Guimarães *et al.* (2024) verificaram altos valores de CV nas amostras analisadas, variando de 43,49% a 121,57%.

Tabela 3. Resumo estatístico dos elementos químicos nos solos (n = 498) da bacia de Barracão dos Menores (em mg dm⁻³, exceto Ca, Mg, Al, H+Al, CTC e V% em cmol_c dm⁻³; Corg em g kg⁻¹)

	Fe	Mn	Al	Cr	Cu	Zn	Ni	Pb	Co	Cd	P	pH	K	Ca	Mg	Al	H+Al	Corg	CTC	V%
Média	52308	370,6	65021	12,9	40,5	102,7	20,4	38,0	0,4	13,8	5,4	204,9	275,6	3,5	1,0	0,2	7,1	15,5	35	
Mediana	54747	328,1	63811	10,1	37,9	97,3	16,3	33,8	0,2	10,8	5,4	156,0	228,2	3,1	0,9	0,1	6,4	14,9	11,8	
Mínimo	1382	10,1	1218	0,0	0,8	1,5	0,1	0,0	0,0	0,0	4,1	11,1	3,9	0,0	0,0	0,3	0,0	3,9	0	
Máximo	140173	1791,2	179663	70,2	141,5	320,4	82,3	98,3	1,7	44,1	6,9	1060,3	1362,0	10,9	4,2	2,1	27,7	80,6	36,0	
Desvio Padrão	22749	254,7	38828	11,6	23,4	53,9	15,4	17,6	0,5	11,1	0,5	161,2	185,4	1,9	0,7	0,3	3,6	8,4	4,4	
CV (%)	43,5	68,7	59,7	90,4	57,8	52,5	75,7	46,4	121,6	80,5	9,5	78,7	67,3	53,6	66,4	154,9	50,6	53,9	35,6	
Assimetria	-0,1	1,5	0,2	1,4	1,0	0,8	1,0	0,6	1,1	0,7	0,1	1,7	2,0	1,2	0,9	2,5	1,4	2,1	1,5	
Curtose	0,4	3,8	-0,5	2,5	1,9	1,1	0,8	-0,2	-0,1	-0,6	-0,4	3,4	6,2	1,8	1,1	6,9	4,1	11,4	4,6	
VRQ ^a	43239	736,0	58312	59,0	32,0	63,0	30,0	29,0	0,0	17,0										
VP ^b	-	-	-	75,0	60,0	300,0	30,0	72,0	1,3	25,0										
VI ^b	-	-	-	150,0	200,0	450,0	70,0	180,0	3,0	35,0										

^aValor de Referência de Qualidade (VRQ) por Lima *et al.*, 2018; ^bValor de Prevenção (VP); e Valor de Intervenção Agrícola (VI) por CONAMA, 2009.

Guimarães *et al.* (2024) identificaram uma grande variação nas concentrações dos metais pesados em solos cultivados com hortaliças na região de estudo, onde se verificou que as concentrações médias de alguns metais foram superiores aos seus respectivos valores de referência (VRQ), com exceção do Mn, Ni, Co e Cr. Esses autores observaram que a concentração média de Cd foi cerca de 10 vezes superior ao VRQ para essa região. As concentrações médias de Cu, Zn e Pb excederam os valores referência em: 27%; 63%, e 31%, respectivamente, evidenciando que a área de estudo apresenta contaminação por Cd, Pb e Zn.

Guimarães *et al.* (2024) utilizaram o método Random Forest (RF) para predição da distribuição espacial dos teores de metais pesados nos solos da Região Serrana do Rio de Janeiro, conforme pode ser verificado na Figura 5. Os autores identificaram as seguintes variações: para Cd: entre 0,01 e 1,7 mg kg⁻¹; para Co: entre 0,1 e 44,1 mg kg⁻¹; para Cr: entre 0,2 e 70,2 mg kg⁻¹; para Cu: entre 0,8 e 141,5 mg kg⁻¹; para Mn: entre 10,1 e 1.791,2 mg kg⁻¹; para Ni: entre 0,1 e 82,3 mg kg⁻¹; para Pb: entre 0,01 e 98,3 mg kg⁻¹, e para Zn: entre 1,5 e 320,4 mg kg⁻¹.

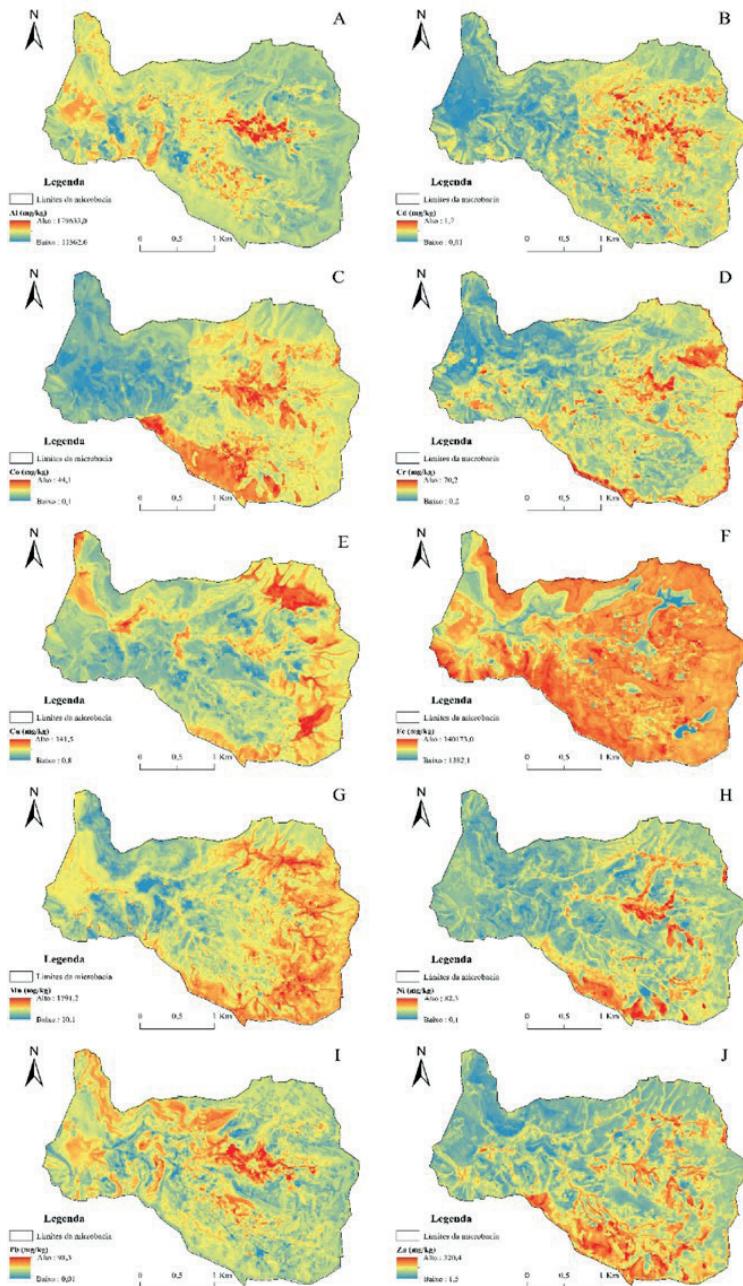


Figura 5. Mapa de distribuição espacial dos teores de metais pesados em áreas antrópicas na Microbacia de Barracão dos Mendes, Nova Friburgo, Brasil.

Lima *et al.* (2018) determinaram os teores naturais de metais pesados (valores de referência-VRQ) para os solos da Região Serrana do Rio de Janeiro. O percentual da área de estudo com valores de metais pesados superiores aos valores de VRQ para a Região Serrana, quantificado por Guimarães *et al.* (2024), é apresentado na Figura 6.

Observa-se que em 100% da área de estudo os valores de Cd foram superiores ao VRQ ($> 0,04 \text{ mg kg}^{-1}$) estabelecido para Região Serrana (Lima *et al.* 2018); para Co, 25% ($> 17 \text{ mg kg}^{-1}$); para Cu, 91% ($> 32 \text{ mg kg}^{-1}$); para Pb, 98% ($> 29 \text{ mg kg}^{-1}$); para Ni, 10% ($> 30 \text{ mg kg}^{-1}$), e para Zn, 99% ($> 63 \text{ mg kg}^{-1}$). Entretanto, para o Cr e Mn, 100% da área de estudo apresentou valores inferiores ao VRQ, de 59 mg kg⁻¹ para Cr e 736 mg kg⁻¹ para Mn.

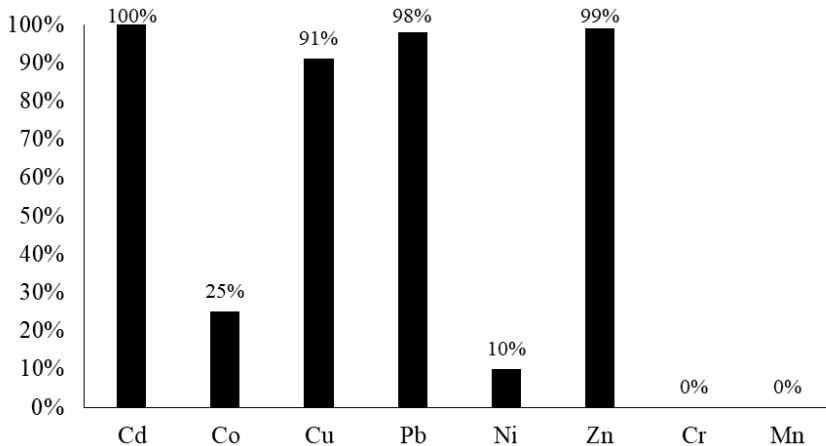


Figura 6. Percentual da área de estudo com valores de Cd, Co Cu, Pb, Ni, Zn, Cr e Mn superiores aos valores de referência determinados por Lima *et al.* (2018) para Região Serrana.

Segundo Brito *et al.* (2020), as relações inter elementares entre os metais fornecem informações sobre fontes potenciais de poluição. Xiao *et al.* (2019) salientam que, normalmente, isso ocorre, pois os metais pesados em solos agrícolas podem ter origem natural e/ou antrópica. A partir da correlação de Pearson entre os metais pesados, obtida por Guimarães *et al.* (2024) (Tabela 4), verificou-se uma estreita associação para Cr, Pb e Cd com Al e Fe e de Zn, Cu, Ni e Co com Mn, evidenciando que esses metais possuem uma mesma origem na área de estudo. Tem sido relatada a alta afinidade desses metais, através da adsorção específica na superfície de óxidos, oxi-hidróxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn (Alnaimy *et al.*, 2023; Ferreira *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2020; Friedrich; Hasenmueller; Catalano, 2011; Li *et al.*, 2022; Tao *et al.*, 2021; Zinn *et al.*, 2020). Estudo realizado por Luo *et al.* (2012) mostrou que correlações estreitas entre os metais sugerem uma mesma origem.

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson para metais pesados (n=498)

	Fe	Mn	Al	Cr	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co
Fe	1									
Mn	0,14	1								
Al	0,28**	-0,19*	1							
Cr	0,37**	-0,14*	0,38**	1						
Cu	0,10*	0,43**	0,37*	0,19*	1					
Zn	0,14*	0,52**	0,25*	0,22*	0,62**	1				
Ni	0,19	0,40**	0,45*	0,37*	0,68**	0,60**	1			
Pb	0,33**	-0,21*	0,73**	0,35*	0,37*	0,30*	0,35*	1		
Cd	0,22**	-0,23*	0,46**	0,45*	-0,13*	-0,26*	0,27*	0,38**	1	
Co	0,15	0,45**	0,49*	0,27	0,48*	0,55*	0,77**	0,33*	0,23*	1
Ca ⁺²	-0,29*	0,33**	-0,39**	-0,32**	0,31*	0,42**	0,45**	-0,28**	-0,34**	0,49**
Mg ⁺²	-0,23**	0,23*	-0,21**	-0,18*	0,25**	0,22**	0,31*	-0,30*	-0,22**	0,24*
H+Al	0,21	-0,11	-0,34**	-0,34**	-0,26**	-0,33**	-0,26**	-0,45**	-0,19	-0,10
Al ⁺³	0,28**	0,04	-0,41**	0,27**	-0,47**	-0,41**	-0,37**	-0,43**	0,28**	-0,28**
CTC	0,24*	-0,05	-0,46**	-0,17	-0,25**	-0,37**	-0,18	-0,49**	-0,21	-0,46**
V%	0,11	0,14	0,65**	-0,14	0,57*	0,45*	0,39**	0,60**	-0,12	0,34**
pH	-0,20	-0,19	0,41**	-0,13	0,17	0,13	0,14	0,48**	0,14	-0,34*
Corg	0,16	0,19*	-0,27*	-0,12	0,23*	0,30*	0,27*	-0,46**	-0,16	-0,50**
P	-0,17*	0,23**	-0,12*	0,18	0,23**	0,34**	0,28*	-0,13*	-0,14*	0,23*
K	-0,16*	0,25**	-0,16*	0,12	0,31**	0,37**	0,40*	-0,13*	-0,16*	0,41*
Argila	0,18	-0,46**	-0,48**	-0,15*	-0,65**	-0,45**	-0,47**	-0,38**	-0,16*	-0,50**
Areia	0,16	0,37**	0,68**	-0,23**	0,71**	0,51**	0,58**	0,54**	-0,29*	0,52**
Silte	-0,25	-0,14	-0,66*	0,19	-0,56**	-0,45**	-0,53**	-0,54**	0,38**	-0,41**
Elevação	0,35**	-0,29*	0,23*	0,39**	-0,14*	-0,23*	-0,24*	0,23*	0,38**	-0,45*
Declividade	0,26**	-0,18*	0,31*	0,23**	-0,12*	-0,18*	-0,22*	0,34*	0,35**	-0,22*

* Correlação é significativa no nível 0,05; ** Correlação é significativa no nível 0,01.

De uma maneira geral, Guimarães *et al.* (2024) evidenciaram que os metais também apresentam correlações significativas com os atributos químicos e físicos do solo, possivelmente, devido à influência da atividade antrópica, i.e., essencialmente, agrícola. Foram observadas correlações significativas entre Ca⁺² e Mg⁺² com todos os metais e de P e K⁺ com quase todos os metais, com exceção de Cr. A correlação positiva do P e K com os metais Mn, Zn, Cu, Ni e Co indica a contribuição dos adubos orgânicos e minerais no enriquecimento do solo com esses metais.

Guimarães *et al.* (2024) produziram mapas de distribuição da fertilidade em área antrópica (Figura 6), onde foram evidenciados valores de pH variando entre 4,1 e 6,9 (média = 5,4); Ca entre 0,0 e 10,9 cmolc dm⁻³ (média = 3,5 cmolc dm⁻³); Mg entre 0,0 e 4,2 cmolc dm⁻³ (média = 1,0 cmolc dm⁻³); P entre 11,1 e 1.060,3 mg dm⁻³ (média = 204,9 mg dm⁻³); e K entre 3,9 e 1.362,0 mg dm⁻³ (média = 275,6 mg dm⁻³); Al entre 0 e 2,1 cmolc dm⁻³ (média = 0,2 cmolc dm⁻³); H+Al entre 0,3 e 27,7 cmolc dm⁻³ (média = 7,1 cmolc dm⁻³); Corg entre 0,0 e 80,6 g kg⁻¹ (média = 15,5 g kg⁻¹); e CTC entre 3,9 e 36,0 cmolc dm⁻³ (média = 12,5 cmolc dm⁻³).

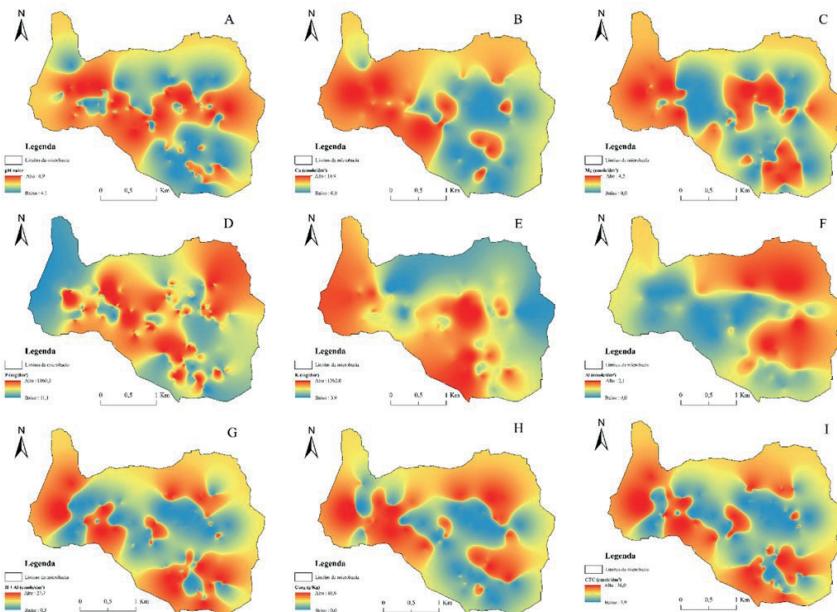


Figura 7. Mapas de distribuição espacial da fertilidade em áreas com atividade antrópica na Microbacia de Barracão dos Mendes, Nova Friburgo, Brasil.

Ao comparar os valores observados de fertilidade de áreas com cultivo intensivo de hortaliças com os valores de fertilidade em áreas naturais, Guimarães *et al.* (2024) evidenciam que o uso intenso do solo com produção de hortaliças promove o enriquecimento do solo em P, K, Ca, Mg e Corg. Os autores demonstram que o uso massivo de agroquímicos (input) está contribuindo para o incremento da fertilidade do solo, principalmente de P e K na microbacia em estudo (Figura 8).

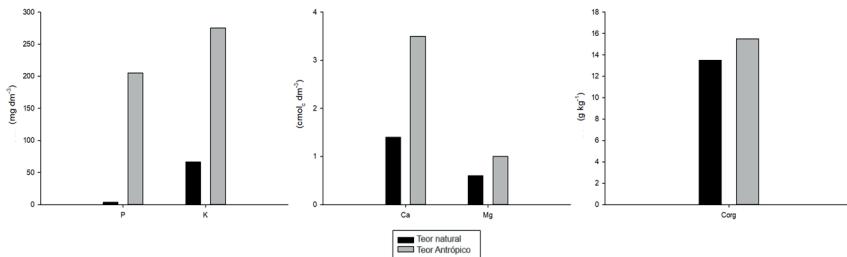


Figura 8. Histogramas com teores, antrópicos e naturais, de P, K, Ca, Mg e Corg.

Mediante utilização de uma análise de componentes principais (ACP), Guimarães *et al.* (2024), estabelecem dois grupos de metais bem definidos: um envolvendo Co, Cu, Mn, Ni e Zn e um outro Al, Cd, Cr, Fe e Pb. O primeiro grupo de metais está associado, principalmente, às práticas agrícolas utilizadas na produção de hortaliças (adubação mineral e orgânica) com uma relação estreita e positiva, principalmente, com os teores de P, K e o pH, enquanto o segundo grupo de metais (Al, Cd, Cr, Fe e Pb) está mais relacionado com o relevo local (declividade e elevação). A formação desses grupos na ACP demonstra, de forma inequívoca, que o uso massivo de agroquímicos (input) está contribuindo para o aumento dos teores dos metais Co, Cu, Mn, Ni e Zn na microbacia em estudo. A relação estreita e negativa desses metais com a declividade e elevação indica um transporte desses elementos para as partes mais baixas do relevo através da mobilização de partículas de argila, potencializado pelo preparo do solo a favor da pendente, típico da região.

Na área da microbacia de Barracão dos Mendes (Região Serrana do Rio de Janeiro), com intensa atividade antrópica, Guimarães *et al.* (2024) observaram uma estreita relação entre os metais Co, Cu, Ni, Zn e Mn. Entretanto, observaram uma relação inversa com a declividade e a elevação, e uma relação estreita e positiva com P e K⁺, demonstrando a contribuição antropogênica dos fertilizantes minerais e orgânicos utilizados na área de estudo na acumulação desses metais. Guimarães *et al.* (2024) também ressaltaram a influência do relevo e do manejo inadequado do solo, com preparo a favor da pendente, favorecendo a erosão, determinando uma maior acumulação nas partes mais baixas e de menor declividade da área cultivada com hortaliças.

Ressalta-se que a agricultura desenvolvida na área de estudo está aumentando os teores de Pb e Cd nas partes mais elevadas da paisagem, assim como tem contribuído com o incremento dos teores de Zn, Cu, Ni, Co nas partes mais baixas e de menor declividade. Visto que se encontrou concentração média dos metais pesados (Cd, Pb, Cu e Zn) excedendo os valores de referência de qualidade para

os solos da Região Serrana do Rio de Janeiro, segundo Lima *et al.* (2018). Assim, ao se estudar a distribuição dos teores dos metais pesados na área de estudo (Figura 2), Guimarães *et al.* (2024) demonstraram através dos mapas de distribuição espacial, que as concentrações de Cd, Pb, Co, Cu, Ni e Zn são superiores aos valores de referência de qualidade para a Região Serrana (Figura 9). Dessa forma Guimarães *et al.* (2024) indicam que as fontes antropogênicas têm um efeito direto no aumento das concentrações desses metais nos solos na microbacia.

Na Tabela 5, são apresentados os aportes de metais pesados, via adubação orgânica e adubação mineral, obtidos em diferentes áreas produtoras de hortaliças (couve-flor, tomate, salsa, alface e couve mineira) na Região Serrana do Rio de Janeiro.

Sousa *et al.* (2020) ainda identificaram aporte de outras fontes, tais como herbicidas, inseticidas e fungicidas, e teores de micronutrientes: Mn, Zn, Cu, Ni, Co, e metais pesados:Pb, Cr e Cd, na ordem de 3.042,8 g ha⁻¹ para Mn; 1.140,5 g ha⁻¹ para Zn; 1.088,4 g ha⁻¹ para Cu; g ha⁻¹ para; 2,3 g ha⁻¹ para Ni; 1,9 g ha⁻¹ para Co; 0,1 g ha⁻¹ para Pb; 0,1 g ha⁻¹ para Cr; e 0,1 g ha⁻¹ para Cd.

Verificou-se também nos trabalhos desenvolvidos por Gonçalves *et al.* (2022), Matos (2016), Ribeiro (2019) e Sousa *et al.* (2020) relações estreitas entre teores de metais pesados em solos cultivados com couve-flor (*Brassica oleracea* var. *botrytis*), tomate (*Solanum lycopersicum*), alface (*Lactuca sativa*), salsa (*Petroselinum crispum*) e couve manteiga (*Brassica oleracea* var. *acephala*) e dos insumos agrícolas, massivamente utilizados, principalmente os fertilizantes fosfatados e potássicos e a cama de ave.

Diversos estudos (Chen *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2018; Laidlaw *et al.*, 2017; Seralini; Jungers, 2020; Shamuyarira; Gumbo *et al.*, 2014; Shao *et al.*, 2018; Tarfeen *et al.*, 2022) apontam que a contaminação por metais pesados em solos agrícolas, tornou-se uma preocupação ambiental em todo o mundo, sendo que a aplicação contínua de adubos e outros agroquímicos resultam em maior acúmulo desses elementos tóxicos no solo ao longo do tempo.

Vários estudos desenvolvidos na região, demonstram que o aporte de metais através da adubação (orgânica e mineral) é superior às quantidades extraídas pelas hortaliças cultivadas na região, demonstrando um excedente de todos os metais em estudo, com exceção do Cr (Gonçalves *et al.*, 2022; Matos, 2016; Ribeiro, 2019; Sousa *et al.*, 2020). Dessa forma, esses resultados explicam a acumulação no solo desses elementos. Esses autores também verificaram que a adubação orgânica apresentou uma maior contribuição de metais pesados nos solos da área de estudo quando comparada à adubação mineral. De uma forma geral, uma menor contribuição para Cr (52%) e maior contribuição de Cu (99%) e Zn (98%). Trabalhos realizados por Hattab *et al.*, (2019) e Ning *et al.* (2017) apontam que a aplicação contínua de adubos orgânicos resulta em maior acúmulo desses elementos no solo ao longo do tempo.

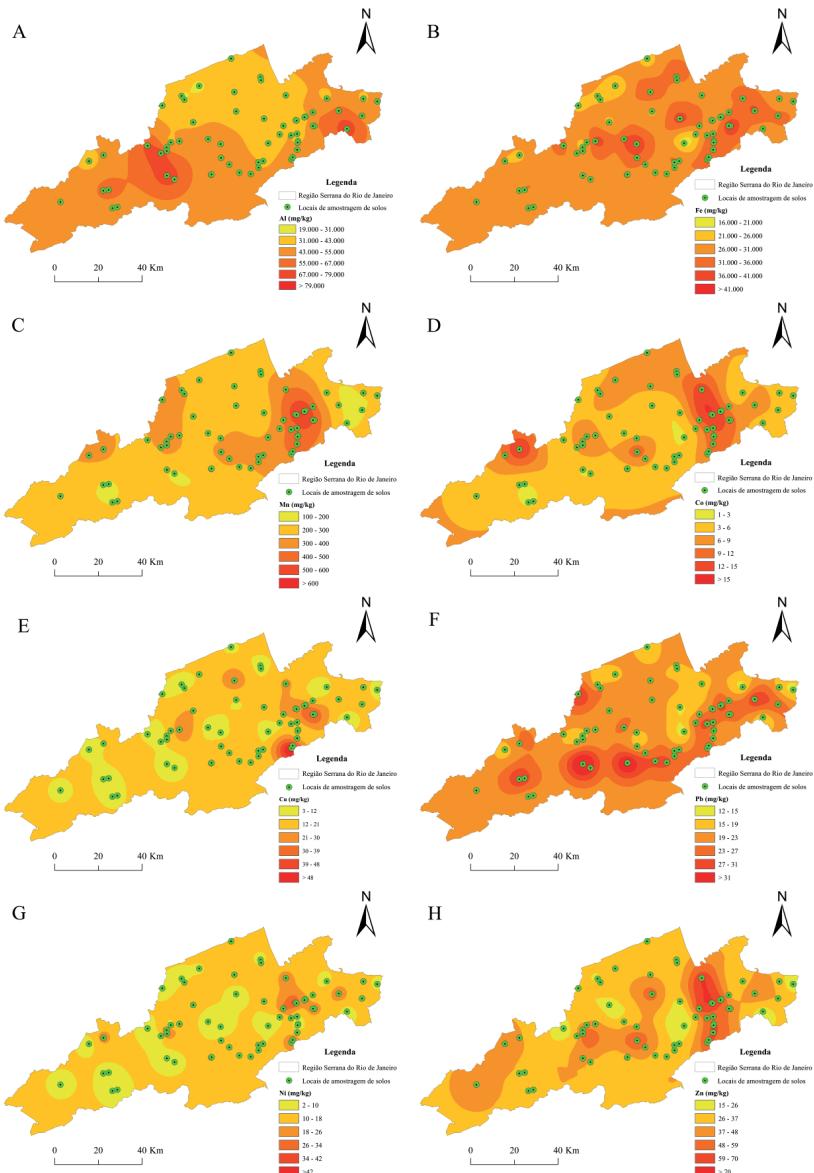


Figura 9. Mapas de distribuição espacial dos teores naturais de metais na Região Serrana do Rio de Janeiro, Brasil.

Tabela 5. Aporte de metais pesados (g ha^{-1}) via adubação orgânica (AO) e adubação mineral (AM) de diferentes áreas de produção de hortaliças na Região Serrana, RJ

Metal	Couve-flor ^a		Tomate ^b		Salsa ^c		Alface ^c		Couve manteiga ^d	
	AO	AM	AO	AM	AO	AM	AO	AM	AO	AM
Cd	10,9	3,4	4,2	0,5	9,2	1,5	9,2	2,0	32,3	2,0
Co	21,1	5,5	9,6	1,7	29,0	3,0	32,0	4,0	N.D	N.D
Cr	15,2	14,2	13,4	14,5	49,5	15,0	57,1	15,0	27,0	6,7
Cu	4463,1	472,9	1274,0	50,7	2925,3	262,1	2947,2	303,4	2452,5	26,9
Fe	N.D	N.D	7,7	5,7	N.D	N.D	N.D	N.D	75986,4	3544,5
Mn	N.D	N.D	1932,3	237,3	4730,6	1247,1	4868,4	1903,4	2852,1	202,1
Ni	26,1	13,2	15,6	5,7	49,6	10,2	51,4	9,7	38,9	7,9
Pb	24,1	11,6	18,1	8,0	43,4	28,9	45,7	35,6	253,7	22,8
Zn	8563,5	594,4	1707,4	396,9	4811,3	1352,3	5202,8	1885,2	2201,9	37,6

^a. Matos (2016); ^b. Sousa *et al.* (2020); ^c. Ribeiro (2019); ^d. Gonçalves *et al.* (2019). N.D – não determinado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O cultivo intensivo de hortaliças, há mais de cinco décadas, em agroecossistemas de montanha no estado do Rio de Janeiro, propiciou alterações na variabilidade espacial da fertilidade do solo, que em condições naturais era influenciada pelo material de origem do solo e a cobertura do solo, e em situações de uso intensivo (antrópica) passou a ser influenciada pelos fatores relevo local e atividades agrícolas, promovendo enriquecimento nos teores, principalmente, de P e K e metais pesados. As principais fontes de variabilidade na distribuição dos teores dos metais pesados nos solos da área são decorrentes do relevo associado ao material de origem, ao manejo inadequado do solo e à aplicação massiva de agroquímicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALNAMY, M. A.; ELRYS, A. S.; ZELENKOVA, M.; PIETRUCHA-URBANIK, K.; MERWAD, A. R. M. The vital roles of parent material in driving soil substrates and heavy metals availability in arid alkaline regions: A case study from Egypt. *Water*, v. 15, n. 13, p. 2481, 2023.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 16, p. 271-276. 1992.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p. 9-16. 1997.

ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Principais classes de solo do Estado do Rio de Janeiro. In: FREIRE, L. R.; BALIEIRO, F. C.; ZONTA, E.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; LIMA, E.; GUERRA, J. G. M.; FERREIRA, M. B. C.; LEAL, M. A. A.; CAMPOS, D. V. B.; POLIDORO, J. C. **Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília, DF: Embrapa, p. 37-68, 2013.

ARAÚJO, F. V.; VIEIRA, L.; JAYME, M. M. A.; NUNES, M. C.; CORTÉS, M. Avaliação da qualidade da água utilizada para irrigação na Bacia do Córrego Sujo, Teresópolis, RJ. **Cd. Saúde Colet. Rio de Janeiro**, v. 23, p. 380-385. 2015.

ASSIS, R. L.; AQUINO, A. M. The participatory construction of agro-ecological knowledge as a soil conservation strategy in the mountain region of Rio de Janeiro State (Brazil). **Open Agriculture**, v. 3, n. 1, p. 17-24, 2018.

AYDIN, I.; FIRAT AYDIN, F.; SAYDUT, A.; GULHAN BAKIRDERE, E.; HAMAMCI, C. Hazardous metal geochemistry of sedimentary phosphate rock used for fertilizer (Mazıdag, SE Anatolia, Turkey). **Microchemical Journal**, London, v. 90, n. 2, p. 247-251, 2010.

BALDANTONI, D.; MORRA, L.; ZACCARDELLI, M.; ALFANI, A. Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 123, p. 89-94, 2016.

BARBOSA, D. R.; GARCÍA, A. C.; SOUZA, C. D. C. B.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Influence of humic acid structure on the accumulation of oxyfluorfen in tropical soils of mountain agroecosystems. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117380, 2021.

BHERING, A. S.; CARMO, M. G. F.; MATOS, T. S.; LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. A. Soil factors related to the severity of Clubroot in Rio de Janeiro, Brazil. **Plant Disease**, v. 11, n. 8, p. 1345-1353, 2017.

BRITO, A. C. C.; BOECHAT, C. L.; DE SENA, A. F. S.; DE SOUSA LUZ DUARTE, L.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; ... SARAIVA, P. C. Assessing the distribution and concentration of heavy metals in soils of an agricultural frontier in the Brazilian Cerrado. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. 1-15, 2020.

CHEN, J. B.; GAILLARDET, J.; BOUCHEZ, J.; LOUVAT, P.; WANG, Y. N. **Anthropophile elements in river sediments**: Overview from the Seine River, France. *Geoquímica, Geophys, Geosist*, 2015.

CHEN, L.; WANG, G.; WU, S.; XIA, Z.; CUI, Z.; WANG, C.; ZHOU, S. Heavy Metals in Agricultural Soils of the Lihe River Watershed, East China: Spatial Distribution, Ecological Risk, and Pollution Source. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 12, p. 2094, 2019.

CHEN, L.; ZHOU, S.; SHI, Y.; WANG, C.; LI, B.; LI, Y.; WU, S. Heavy metals in food crops, soil, and water in the Lihe River Watershed of the Taihu Region and their potential health risks when ingested. **Science of the Total Environment**, v. 615, p. 141-149, 2018.

CHEN, T.; LIU, X. M.; LI, X.; ZHAO, K.; ZHANG, J. B.; XU, J. M.; SHI, J. C.; DAHLGREN, R. A. Heavy metal sources identification and sampling uncertainty analysis in a field-scale vegetable soil of Hangzhou, China. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 3, p. 1003-1010, 2009.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, 81-84 p. Disponível em <http://mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 3 jun. 2018.

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. Manual de métodos de análise de solos. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2011.

EMATER-RJ. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Agricultura e Pecuária do Estado do Rio de Janeiro. **ASPA – Acompanhamento Sistemático da Produção Agrícola**. 2017. Disponível em: <http://www.emater.rj.gov.br/tecnica.asp>

FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 699-705, 2006.

FERREIRA, C. S.; LIMA, S. S.; SAMPAIO, I. U. M.; RAMOS, A. P.; COELHO, I. da S.; PEREIRA, M. G. **Agricultura em ambiente de montanha**. Economia Ecológica, território e desenvolvimento sustentável: perspectivas e desafios - Volume 3. Editora Científica Digital, v. 1, p. 162-179, 2023.

FERREIRA, E. P.; COELHO, R. M.; VALLADARES, G. S.; DIAS, L. M. S.; ASSIS, A. C. C.; SILVA, R. C.; AZEVEDO, A. C.; ABREU, C. A. Mineralogy and Concentration of Potentially Toxic Elements in Soils of the São Francisco Sedimentary Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, 2018.

FRANCO, T. F.; LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; CARMO, M. G. F.; BREDA, F. A. F. Enrichment and bioavailability of toxic elements in intensive vegetable production areas. **Caatinga**, v. 33, n. 1, p. 124-134, 2020.

FRIEDRICH, A. J.; HASENMUELLER, E. A.; CATALANO, J. G. Composition and structure of nanocrystalline Fe and Mn oxide cave deposits: Implications for trace element mobility in karst systems. **Chemical Geology**, v. 284, p. 82-96, 2011.

GIMENO-GARCÍA, E.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution*, v. 92(1), pp. 19-25, 1996.

GONÇALVES, R. G. M.; SANTOS, C. A.; BREDA, F. A. F.; LIMA, E. S. A.; CARMO, M. G. F.; SOUZA, C. C. B.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Cadmium and lead transfer factors to kale plants (*Brassica oleracea* var. *acephala*) grown in mountain agroecosystem and its risk to human health. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 5, p. 366, 2022.

GRISEL, P. N.; ASSIS, R. L. Adoção de práticas agrícolas sustentáveis: Estudo de caso de um sistema de produção hortícola familiar em ambiente de montanha. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v. 29, n. 1, p. 133-158, 2012.

GRISEL, P. N.; ASSIS, R. N. **Dinâmica agrária da Região Sudoeste do município de Nova Friburgo e os atuais desafios de sua produção hortícola familiar**. Documentos nº 299, Embrapa Agrobiologia, Seropédica, 2015.

GUIMARÃES, LEONARDO DURVAL DUARTE; LIMA, ERICA SOUTO ABREU; DESOUZA, CAMILA DA COSTA BARROS ; PINHEIRO, HELENA SARAIVA KOENOW ; DO AMARAL SOBRINHO, NELSON MOURA BRASIL . Spatial distribution and factors influencing the accumulation of toxic metals in soils in mountain agroecosystems, Rio De Janeiro, Brazil. *ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY AND HEALTH*, v. 46, p. 1-17, 2024.

HATTAB, S.; BOUGATTASS, I.; HASSINE, R.; DRIDI-AL-MOHANDES, B. Metals and micronutrients in some edible crops and their cultivation soils in eastern-central region of Tunisia: A comparison between organic and conventional farming. *Food Chemistry*, v. 270, p. 293-298, 2019.

HE, M.; TIAN, G.; LIANG, X. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, v. 163, p. 671-677, 2009.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 19, p. 125-140, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário**. 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6953#>. Acesso em: 26 jun. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal (PAM)**, Rio de Janeiro, IBGE. 2006. Disponível em: www.sidra.ibge.gov.br. Acesso em: 05 jan. 2019.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D. C. Trace metals. In: RECHCIGL, J. E. **Soil Amendments and Environmental Quality**. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 139-168, 1995.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y. Z.; ZHU, Y. G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 152, n. 3, 686-692, 2008.

LAIDLAW, M. A. S.; FILIPPELLI, G. M.; BROWN, S.; PAZ-FERREIRO, J.; REICHMAN, S. M.; NETHERWAY, P.; TRUSKEWYCZ, A.; BALL, A. S.; MIELKE, H. W. Case studies and evidence-based approaches to addressing urban soil lead contamination. **Applied Geochemistry**, v. 83, p. 14-30, 2017.

LEITE, C. A. S.; PERROTTA, M. M.; SILVA, L. C.; SILVA, M. A.; HEINECK, C. A.; SALVADOR, E. D.; VIEIRA, V. S.; LOPES, R. C.; SILVA, M. G. M.; DRUMOND, J. B. V.; MALOUF, R. F.; LACERDA FILHO, J. V.; VALENTE, C. R.; GOMES, S. D.; SACHS, L. L. B.; OLIVEIRA, I. W. B.; RAMGRAB, G. E.; NETTO, C.; JUNQUEIRA, P. A.; PAES, V. J. C. Folha SF.23-Rio de Janeiro. **Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo**. Sistema de Informações Geográficas. Programa Geologia do Brasil. CPRM, 2004.

LI, X.; LIU, H.; MENG, W.; LIU, N.; WU, P. Accumulation and source apportionment of heavy metal (loid)s in agricultural soils based on GIS, SOM and PMF: A case study in superposition areas of geochemical anomalies and zinc smelting, Southwest China. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 159, p. 964-977, 2022.

LIANG, Y.; JIANG, X.; LI, G.; REN, H.; YANG, F.; CAO, Q. Content analysis and risk evaluation of heavy metal elements in soil and ginseng root from nonforested land base with cultivated ginseng in Jilin Province. **Journal of Plant Resources and Environment**, v. 24, n. 3, p. 68-76, 2015.

LIMA, E. S. A.; MATOS, T. S.; PINHEIRO, H. S. K.; GUIMARÃES, L. D. D.; PÉREZ, D. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Soil heavy metal content on the hillslope region of Rio de Janeiro, Brazil: reference values. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 364, 2018.

LÓPEZ NETTO, A.; ASSIS, R. L. de; AQUINO, A. M. de; GUEDES, C. A. M. As políticas internacionais para os ambientes de montanha e o contexto brasileiro. In: AQUINO, A. M.; LÓPEZ NETTO, A.; ASSIS, R. L. **Desenvolvimento sustentável em ambientes de montanha: estratégias e experiências**. 2. ed. Seropédica: Embrapa Agrobiologia; Niterói: Programa Rio Rural, 2022. 184 p.

LUO, X. S.; YU, S.; ZHU, Y. G.; LI, X. D. Trace metal contamination in urban soils of China. **Science of the Total Environment**, v. 421, p. 17-30. 2012.

MATOS, T. S. **Fatores de Transferência de Elementos-Traço do Solo para Plantas de Couve-flor (*Brassica oleracea* var. *botrytis*) cultivadas no Município de Nova Friburgo- RJ**. 136f. Tese (Doutorado em Agronomia/Ciências do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica/RJ, 2016.

MATTOS, A. G. et al. Multivariate analyses to establish reference values for soils in Médio Paraíba, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, n. 1, p. 1-10, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180001>

NING, C. C.; GAO, P. D.; WANG, B. Q.; LIN, W. P.; JIANG, N. H.; CAI, K. Z. Impacts of chemical fertilizer reduction and organic amendments supplementation on soil nutrient, enzyme activity and heavy metal content. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 16, n. 8, p. 1819-1831, 2017.

NING, D.; LIANG, Y.; LIU, Z.; XIAO, J.; DUAN, A. Impacts of steel-slag-based silicate fertilizer on soil acidity and silicon availability and metals-immobilization in a paddy soil. **PLoS One**, v. 11, n. 12, 2016.

NOBILE, F. O. Uso Agronômico da Escória de Siderurgia. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 2, p. 108-128, 2009.

PACHURA, P.; OCIEPA-KUBICKA, A.; SKOWRON-GRABOWSKA, B. Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 3, p. 1469-1477, 2016.

PARENTE, C. E. T. et al. Multi-temporal accumulation and risk assessment of available heavy metals in poultry litter fertilized soils from Rio de Janeiro upland region. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 1, p. 28, 2019.

RAVINDRAN, B.; MUPAMBWA, H. A.; SILWANA, S.; MNKENI, P. N. Assessment of nutrient quality, heavy metals and phytotoxic properties of chicken manure on selected commercial vegetable crops. **Heliyon**, v. 3, n. 12, e00493, 2017.

RIBEIRO, J. C. **Metais pesados no solo e em hortaliças de folhas cultivadas no município de Nova Friburgo-RJ**. 123f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2019.

SANTOS, C. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; GONÇALVES, R. G. M.; COSTA, T. G. A.; CARMO, M. G. F. Toxic metals in broccoli by combined use of acidity correctives and poultry litter under mountain tropical conditions. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, p. 507-518. 2021.

SANTOS, C. A; AMARAL SOBRINHO, N. M. B; LIMA, E. S. A; CARMO, M. G. F. Severity of clubroot in kale related to management practices and soil attributes. **Ciência Rural**, v. 52, p. e20210214, 2022.

SANTOS, C. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; LIMA, E. S. A.; CARMO, M. G. F. Severity of clubroot in kale related to management practices and soil attributes. **Ciência Rural**, v. 52, p. e20210214, 2022.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

SERALINI, G. E.; JUNGERS, G. Toxic compounds in herbicides without glyphosate. **Food and Chemical Toxicology**, v. 146, p. 111770, 2020.

SHAMUYARIRA, K. K.; GUMBO, J. R. Assessment of heavy metals in municipal sewage sludge: a case study of Limpopo Province, South Africa. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 3, p. 2569-2579, 2014.

SHAO, S.; HU, B.; FU, Z.; WANG, J.; LOU, G.; ZHOU, Y.; JIN, B.; LI, Y.; SHI, Z. Source Identification and Apportionment of Trace Elements in Soils in the Yangtze River Delta, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 6, p. 1240, 2018.

SILVA, M. A.; CAMOZZATO, E.; PAES, V. J. C.; JUNQUEIRA, P. A.; RAMGRAB, G. E. Folha SF.24-Vitoria. **Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo**. Sistema de Informações Geográficas. Programa Geologia do Brasil. CPRM, Brasília, 2004.

SOUZA, F. F. **Fatores de transferência de metais pesados do solo para plantas de tomate cultivadas na Região de Nova Friburgo, RJ**. 119f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2017.

SOUZA, C. C. B.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; LIMA, E. S. A.; LIMA, J. O.; CARMO, M. G. F.; GARCÍA, A. C. Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals solubility during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 247, p. 291-298, 2019.

SOUZA, F. F. de; CARMO, M. G. F. do; LIMA, E. S. A.; SOUZA, C. da C. B. de; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. do. Lead and cadmium transfer factors and the contamination of tomato fruits (*Solanum lycopersicum*) in a tropical mountain agroecosystem. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 105, n. 2, p. 325-331, 2020.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**, Second edition. New York. Oxford University Press, 329 p. 2008.

TAO, C.; SONG, Y.; CHEN, Z.; ZHAO, W.; JI, J.; SHEN, N.; AYOKO, G. A.; FROST, R. L. Geological load and health risk of heavy metals uptake by tea from soil: What are the significant influencing factors? **Catena**, v. 204, p. 105419, 2021.

TARFEEN, N.; NISA, K. U.; HAMID, B.; BASHIR, Z.; YATOO, A. M.; DAR, M. A.; MOHIDDIN, F. A.; AMIN, Z.; AHMAD, R. A.; SAYYED, R. Z. Microbial remediation: A promising tool for reclamation of contaminated sites with special emphasis on heavy metal and pesticide pollution: A review. *Processes*, v. 10, n. 7, p. 1358, 2022.

TILLER, K. G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: **Advances in Soil Science**. Springer, New York, NY, 1989. p. 113-142.

TUPINAMBÁ, M. A. **Evolução tectônica e magmática da Faixa Ribeira na região serrana do Estado do Rio de Janeiro**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Geoquímica e Geotecnologia – Universidade de São Paulo, 221 p. 1999.

USEPA. United State Environmental Protection Agency: **Method 3050B. Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils**. 1996 Disponível em: <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2017.

WANG, S.; CAI, L.; WEN, H.; LUO, J.; WANG, Q.; LIU, X. Spatial distribution and source apportionment of heavy metals in soil from a typical county-level city of Guangdong Province, China. *Science of the Total Environment*, v. 655, p. 92-101, 2019.

WYMAN VON DACH, S.; ROMEO, R.; VITA, A.; WURZINGER, M.; KOHLER, T. **Mountain Farming is Family Farming**: A contribution from mountain areas to the International Year of Family Farming 2014. Rome, Italy: FAO, CDE, BOKU, p. 100, 2013.

XIAO, R.; GUO, D.; ALI, A.; MI, S.; LIU, T.; REN, C.; LI, R.; ZHANG, Z. Accumulation, ecological-health risks assessment, and source apportionment of heavy metals in paddy soils: A case study in Hanzhong, Shaanxi, China. *Environmental Pollution*, v. 248, p. 349-357, 2019.

ZINN, Y. L.; FARIA, J. A. de; ARAUJO, M. A. de; SKORUPA, A. L. A. Soil parent material is the main control on heavy metal concentrations in tropical highlands of Brazil. *Catena*, v. 185, p. 104319, 2020.