

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**DÉBORA DE MELLO**

**TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLO**  
**COM ADIÇÃO DE CAMA DE AVIÁRIO E CALCÁRIO**

**PATO BRANCO**

**2021**

DÉBORA DE MELLO

**TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLO COM  
ADIÇÃO DE CAMA DE AVIÁRIO E CALCÁRIO**

**Levels of potentially toxic elements in soil with addition of poultry litter and limestone**

Tese de Doutorado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Pato Branco, como requisito à obtenção do título de Doutor em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal.  
Orientador: Prof. Dr. Thiago de Oliveira Vargas  
Coorientador: Prof. Dr. Luís César Cassol

PATO BRANCO

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite o download e o compartilhamento da obra de sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), sem a possibilidade de la ou utilizá-la para fins comerciais.



**Ministério da Educação  
Universidade  
Tecnológica Federal do  
Paraná Campus Pato  
Branco**



DEBORA DE MELLO

**TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLO COM ADIÇÃO  
DE CAMA DE AVIÁRIO E CALCÁRIO**

Trabalho de pesquisa de doutorado apresentado como requisito para obtenção do título de Doutora Em Agronomia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Produção Vegetal.

Data de aprovação: 25 de  
Junho de 2021

Prof Thiago De Oliveira Vargas, Doutorado - Universidade

Tecnológica Federal do Paraná Prof Antonio Carlos Vargas Motta,

Doutorado - Universidade Federal do Paraná (Ufpr)

Prof.a Larissa Macedo Dos Santos Tonial, Doutorado - Universidade

Tecnológica Federal do Paraná Prof.a Michelle Milanez Franca, -

Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Ricardo Bezerra Hoffmann, Doutorado - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre (Ifac)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 30/09/2021.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por tudo que tenho e sou. “*Deem graças ao Senhor, porque ele é bom. O seu amor dura para sempre!*” (Salmo: 136:1).

Aos meus pais, Delires Z. de Mello e Osvaldo C. de Mello (*in memoriam*), meus irmãos Odimar de Mello e Diomar de Mello, minha querida irmã Dulcemar de Mello, por todo apoio e incentivo para que este sonho se tornasse realidade e ao meu noivo, Alifer Machado, que esteve comigo nesta jornada. Obrigada pela paciência e amor.

Ao meu orientador Dr. Thiago de Oliveira Vargas, nosso “papito”, a quem eu sou imensamente grata. Obrigada por todo o conhecimento transmitido, pela amizade, confiança, incentivo e por toda ajuda e horas de dedicação com este trabalho.

Ao meu coorientador Dr. Luís César Cassol, por todo conhecimento transmitido, pelo espaço e estrutura, pela paciência e por toda ajuda tanto em questões de ordem prática e teórica ao longo da realização desta pesquisa.

A querida professora Dra. Larissa por todos e tantos ensinamentos, auxílio na condução das análises, palavras de apoio e as importantes sugestões feitas nessa pesquisa.

A professora Dra. Taciane Finatto pelas contribuições, pelo espaço cedido em laboratório e por toda ajuda para realização desse trabalho.

A Andressa Pilonetto, técnica de laboratório do Departamento Acadêmico de Ciências Agrárias da UTFPR pela ajuda com as análises, e a Fabiana Gavelaki, técnica do laboratório de mineralogia de solos da UFPR, pelo auxílio e execução das leituras no ICP-OES.

Aos meus amigos do doutorado Zenilda, Helter, Jéssica, John, Grazi, Luciano, Vanessa, Ana e aos demais do grupo de Olericultura e Agroecologia.

A todos os meus ex-professores que contribuíram para minha formação, da graduação na UTFPR Câmpus Campo Mourão, do mestrado na UTFPR Câmpus Curitiba e agora do doutorado na UTFPR Câmpus Pato Branco.

A UTFPR e UFPR pelos equipamentos e espaços físicos cedidos;

Agradeço o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, para o desenvolvimento dessa pesquisa.

E aos demais que, mesmo não citados, colaboraram de alguma maneira ao longo desse trabalho. Minha sincera gratidão.

*“Cuide, cultive, queira o bem. O resto vem!”*  
*Caio Fernando Abreu*

## RESUMO

DE MELLO, Débora. **TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLO COM ADIÇÃO DE CAMA DE AVIÁRIO E CALCÁRIO.** 93f. Tese de Doutorado em Agronomia – Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Área de Concentração: Produção vegetal), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2021.

A cadeia produtiva de frango de corte é uma das mais expressivas do agronegócio brasileiro. A mesoregião Sudoeste do Paraná é a segunda maior produtora de carne de frango do estado. Desta maneira, há uma crescente produção de resíduos orgânicos na forma de cama de aviário, provenientes do confinamento e manejo das aves. Assim, a cama de aviário torna-se uma fonte alternativa de fertilização para a agricultura, além do calcário utilizado para corrigir problemas de acidez, porém o uso indiscriminado pode mineralizar elementos potencialmente tóxicos (EPT) e estes podem vir a afetar solos, cursos d'água, e plantações. Neste sentido, o objetivo geral desta pesquisa foi quantificar os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, em latossolo da área experimental da UTFPR campus Pato Branco, sob um experimento que já seguia por 8 anos. Os anos analisados neste trabalho foram de 2017 e 2018 onde os cultivos foram de aveia/milho. O solo teve adição de calcário apenas em 2015 e adição de cama aviário uma vez por ano. Os objetivos específicos foram, avaliar a mobilidade dos elementos, As, Ni, Cd, Cr, Cu, e Zn através da caracterização quantitativa dos solos coletados nas camadas, 0 - 10, 10 - 20, 20 - 40 e 40 - 60 cm; Comparar os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, para os solos sob a adição de 0, 4, 8 e 12 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário; Analisar o efeito de quatro doses de calcário (0, 2, 4 e 8 t ha<sup>-1</sup>) sob os teores e o comportamento dos elementos potencialmente tóxicos no solo; Relacionar os teores dos elementos potencialmente tóxicos em diferentes profundidades do solo em função das doses de calcário e cama de aviário por meio de uma análise multivariada; Propor uma metodologia simples, rápida e de baixo custo para digestão de amostras de solo e cama de aviário para a quantificação dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn em espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). O método de digestão dos EPT utilizado, foi considerado eficiente em relação as taxas de recuperação, além de seguro, fácil reprodutibilidade e adaptação, rápido e barato. Em relação a mobilidade dos elementos no perfil do solo, pode-se concluir que o elemento, As encontra-se nas camadas abaixo de 20 cm devido a competição com a matéria orgânica e fósforo e teve aumento com as dosagens de cama de aviário de 8 t ha<sup>-1</sup>. Os elementos Cd e Cr tem mobilidade facilitada em pH abaixo de 6,0 e diminuíram conforme o aumento das dosagens de cama de aviário. Os elementos Cu e Zn, possuem aumento no solo adubado devido ao seu uso intensivo de rações de aves. O Cu acumula-se abaixo de 40 cm do solo devido ao menor acúmulo de raízes e pelos longos períodos de adubação. Já o Zn acumula-se nas primeiras camadas e é aumentado com as dosagens de 4 e 12 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário. O efeito da calagem ao solo, mostrou pouca influência sobre o comportamento dos elementos, por ter sido aplicada uma única vez há oito anos atrás. Apesar da cama de aviário adicionada ao solo durante 8 anos proporcionar aumento nos teores de EPT nos solos, esses apresentaram níveis abaixo dos valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420, porém é necessário sempre monitorar e analisar anualmente estes elementos no solo.

**Palavras-chave:** Avicultura. Metais. Poluição do Solo.

## ABSTRACT

DE MELLO, Débora. **LEVELS OF POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS IN SOIL WITH ADDITION OF POULTRY LITTER AND LIMESTONE** 93p. Doctoral Thesis in Agronomy - Postgraduate Program in Agronomy (Area of Concentration: Plant Production), Technological Federal University of Paraná. Pato Branco, 2021.

The broiler production chain is one of the most expressive in Brazilian agribusiness. The Southwest region of Paraná is the second largest producer of chicken meat in the state. Thus, there is an increasing production of organic waste in the form of poultry litter, from the confinement and handling of birds. Thus, poultry litter becomes an alternative source of fertilization for agriculture, in addition to the limestone used to correct acidity problems, but indiscriminate use can mineralize potentially toxic elements (EPT) and this can affect soils, courses of water, and crops. In this sense, the general objective of this research was to quantify the contents of As, Ni, Cd, Cr, Cu and Zn, in an oxisol in the experimental area of UTFPR campus Pato Branco, under an experiment that had been going on for 8 years. The years analyzed in this work were outside 2017 and 2018 where the crops were oat/corn. The soil only had limestone addition in 2015 and aviary bedding was added once a year. The specific objectives were to evaluate the mobility of the elements, As, Ni, Cd, Cr, Cu, and Zn through the quantitative characterization of soils collected in the layers, 0 - 10, 10 - 20, 20 - 40 and 40 - 60 cm; Compare the contents of As, Ni, Cd, Cr, Cu and Zn, for the soils under the addition of 0, 4, 8 and 12 t ha<sup>-1</sup> of poultry litter; To analyze the effect of four doses of limestone (0, 2, 4 and 8 t ha<sup>-1</sup>) on the contents and behavior of potentially toxic elements in the soil; Relate the contents of potentially toxic elements in different soil depths as a function of lime and litter doses through a multivariate analysis; To propose a simple, fast and low-cost methodology for the digestion of soil and litter samples for the quantification of the elements As, Ni, Cd, Cr, Cu and Zn in an inductively coupled plasma optical emission spectrometer (ICP-OES) . The EPT digestion method used was considered efficient in relation to recovery rates, in addition to being safe, easy reproducibility and adaptation, fast and cheap. Regarding the mobility of the elements in the soil profile, it can be concluded that the element As is found in layers below 20 cm due to competition with organic matter and phosphorus and had an increase with the dosages poultry litter of 8 t.ha<sup>-1</sup>. The elements Cd and Cr have facilitated mobility at pH below 6.0 and decreased as the poultry litter dosage increased. The elements Cu and Zn have an increase in the fertilized soil due to their intensive use of poultry feed. Cu accumulates below 40 cm of the soil due to the lower accumulation of roots and the long periods of fertilization. Zn accumulates in the first layers and is increased with dosages of 4 and 12 t ha<sup>-1</sup> of poultry litter. The effect of liming the soil showed little influence on the behavior of the elements, as it was applied only once eight years ago. Although the poultry litter added to the soil for 8 years provides an increase in the levels of EPT in the soil, these presented levels below the values established by the CONAMA n° 420, but it is always necessary to monitor and analyze these elements in the soil annually.

**Keywords:** Poultry. Metals. Soil Pollution.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1</b> - Localização da área de estudo dentro da área experimental da UTFPR.....	41
<b>Figura 2</b> - Croqui da área experimental, a partir da segunda fase do experimento (2015 – atual). Parcelas principais, em diferentes cores (doses de calcário) aplicadas em 2015. Os números, dentro de cada unidade experimental, representam as subparcelas (cama de aviário).....	44
<b>Figura 3</b> - Coleta das amostras de solo. (A) Vista do experimento durante a coleta na área experimental antes da retirada da aveia. (B) Local de coleta das amostras dentro de uma das parcelas do experimento.....	46
<b>Figura 4</b> - Amostras em processo de filtração. (A) Filtro contendo restos não digeridos das amostras de solo e cama de aviário. (B) Amostras sendo filtradas em papel filtro faixa azul.....	50
<b>Figura 5</b> - Resíduos de fundo nos tubos de digestão das amostras.....	53
<b>Figura 6</b> - Amostras após procedimento, sem digestão completa, com coloração amarelo escuro e resíduos no fundo dos frascos.....	55
<b>Figura 7</b> - Teor de As na profundidade de 20 – 40 cm (A) e 40 – 60 cm (B), do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.....	599
<b>Figura 8</b> – Teor de As na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2018.....	60
<b>Figura 9</b> - Teor de arsênio na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de calcário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.....	60
<b>Figura 10</b> - Teor de cádmio na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.....	62
<b>Figura 11</b> - Teor de cromo na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.....	65
<b>Figura 12</b> - Teor de cobre na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2018.....	66
<b>Figura 13</b> - Teor de zinco na profundidade de 0 – 10 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) (A) ano de 2017 (B) ano de 2018.....	699
<b>Figura 14</b> - Teor de zinco na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2018.....	70
<b>Figura 15</b> - Gráfico de scores Fator 1 versus Fator 2 para as 512 amostras de solos.....	71



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 420 em mg kg<sup>-1</sup> de peso seco dos elementos zinco (Zn) e cobre (Cu) para aplicação de resíduos no solo.....32
- Tabela 2** - Valores orientadores de elemento potencialmente tóxicos para solos estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 420 em mg kg<sup>-1</sup> de peso seco para os elementos As, Cd, Cu, Cr, Ni e Zn.....33
- Tabela 3** - Valores orientadores para os elementos As, Cd, Cu, Cr, Ni e Zn em águas subterrâneas (µg L<sup>-1</sup>).....35
- Tabela 4** - Concentrações máximas permissível de elementos potencialmente tóxicos em solos agrícolas de diferentes países.....36
- Tabela 5** - Características químicas do solo da área experimental, antes do início do experimento. UTFPR/Pato Branco, junho/2011.....42
- Tabela 6** - Composição química média da cama de aviário utilizada nos dois anos do experimento (safra 2017/2018 e 2018/2019).....44
- Tabela 7** - Concentração dos elementos potencialmente tóxicos em relação as doses de cama de aviário aplicadas durante os oito anos de experimento.....44
- Tabela 8** - Histórico de aplicação dos tratamentos e de cultivos, no período de 2011 – 2019..45
- Tabela 9** - Caracterização química de solo quanto aos teores médios dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn do tratamento controle, sem adição de doses de calcário e de cama de aviário, e pH controle e com adição máxima de doses de cama de aviário e doses máximas de calcário, para as coletas nos anos de 2017 e de 2018.....47
- Tabela 10** - Teores certificados de As, Ni, Cd, Cr, Cu, e Zn, e teores determinados segundo a metodologia proposta para as amostras certificadas.....52
- Tabela 11** - Análise de variância para os elementos As e Cd nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.....528
- Tabela 12** - Análise de variância para os elementos Cr e Cu nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.....64
- Tabela 13** - Análise de variância para os elementos Ni e Zn nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.....69

## LISTA DE ACRÔNIMOS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal.
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPT	Elementos Potencialmente Tóxicos
IAPAR	Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná
ICP - OES	Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
UFPR	Universidade Federal do Paraná
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
1.1 OBJETIVOS.....	14
1.1.1 GERAL.....	14
1.1.2 ESPECÍFICOS .....	14
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>15</b>
2.1 CADEIA PRODUTIVA DE FRANGO .....	15
2.2 COMPOSIÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO E SUA UTILIZAÇÃO NA AGRICULTURA.....	17
2.3 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS PRESENTES NA CAMA DE AVIÁRIO.....	21
2.4 LEGISLAÇÃO E ENQUADRAMENTO .....	30
2.4.1 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS – LEGISLAÇÃO NACIONAL.....	32
2.4.2 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS – LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL .....	35
2.5 DIFERENTES MÉTODOS DE DIGESTÃO PARA DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	37
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>41</b>
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA ÁREA .....	41
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS .....	42
3.2.1 PRIMEIRA FASE (2011 – 2014) .....	42
3.2.2 SEGUNDA FASE (2015 – ATUAL) .....	43
3.3 OBTENÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO.....	44
3.4 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO (SAFRAS 2017/2018 E 2018/2019) .....	45
3.5 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE SOLO .....	46
3.6 DESCRIÇÃO METODOLÓGICA PARA QUANTIFICAÇÃO DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS .....	47
3.6.1 VIDRARIAS E REAGENTES.....	47
3.6.2 OTIMIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE DIGESTÃO DAS AMOSTRAS .....	48
3.6.3 QUANTIFICAÇÃO DOS TEORES PSEUDOTOTAIS DE As, Ni, Cd, Cr, Cu E Zn.....	49
3.7 AVALIAÇÃO DA EXATIDÃO DO MÉTODO PROPOSTO.....	49
3.8 DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn NAS AMOSTRAS DE SOLO E CAMA DE AVIÁRIO .....	50
3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	51
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>51</b>
4.1 OTIMIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE DIGESTÃO.....	51
4.1.1 COMPARAÇÃO ENTRE OS PROCEDIMENTOS AVALIADOS.....	55

4.2 TEORES PSEUDOTOTAIS DOS ELEMENTOS As, Ni, Cd, Cr, Cu, Zn POTENCIALMENTE TÓXICOS NO SOLO COM A CAMA DE AVIÁRIO E DOSES DE CALCÁRIO.....	56
4.3 ANÁLISE MULTIVARIADA DOS COMPONENTES PRINCIPAIS .....	71
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>74</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>76</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o segundo maior produtor de carne de frango e exporta para vários países da Ásia e da África. Dentro desse cenário, o Paraná é o maior exportador brasileiro e a região Sudoeste se constitui no segundo polo produtor dentro do Estado (TESSARO *et al.*, 2015; ABPA, 2020).

Sendo esta atividade uma importante geradora de emprego e renda. Contudo, a atividade avícola tem gerado uma quantidade significativa de resíduo conhecido como cama de aviário ou cama de frango. Este tem a função de forrar o piso onde as aves se alojam, diminuindo o índice de lesões do peito e joelhos e também tendo como objetivos manter o bem-estar animal, servindo como isolante térmico, absorvente da água oriunda do processo de manutenção térmica. Deste modo, a cama de aviário é constituída pelos dejetos e penas das aves, restos de rações e material orgânico tais como, maravalha de madeira, palhas, cascas de café (AVILA, 2008; ADAMI, 2012; VIRTUOSO *et al.*, 2015).

Todo esse material pode se constituir em um importante fertilizante orgânico, pois apresenta, na sua composição, elementos essenciais para o crescimento das plantas. O seu uso na agricultura tem a finalidade de reciclar os nutrientes e melhorar as propriedades físico-químicas do solo promovendo o desenvolvimento das plantas (MAKAN, 2015). Entretanto, a aplicação de doses incorretas deste material e a falta de análise prévia do solo, pode acarretar em déficit nutricional às culturas, ou contaminações ambientais quando há excesso na aplicação, como a lixiviação de nutrientes, contaminação das águas superficiais e também danos às culturas sensíveis (AWMFH, 2013; GOMES *et al.*, 2014).

Elementos como cobre (Cu) e zinco (Zn) encontrados em cama de aviário, apesar de serem micronutrientes essenciais para o crescimento das plantas, também são elementos potencialmente tóxicos (EPT) e poluentes ambientais quando adicionados em grandes quantidades, e a longos prazos, acumulados no campo agrícola, decorrentes da utilização de corretivos, fertilizantes e defensivos na camada arável (JORIS *et al.*, 2012; MUHAMMAD *et al.*, 2020).

Outros elementos também encontrados na cama de aviário, como níquel (Ni), cádmio (Cd), arsênico (As), e cromo (Cr), podem ocasionar ainda alterações na funcionalidade e diversidade biológica do solo (ALVARENGA *et al.*, 2015).

As concentrações de alguns destes elementos encontrados em esterco, aumentaram durante as últimas décadas devido à adição de metais à alimentação em sistemas

intensivos de produção animal (WANG *et al.*, 2014). Alimentos comerciais para produção animal, são muitas vezes enriquecidos com os elementos Zn e Cu, para promover uma melhor taxa de crescimento animal, e elementos como Cd e Cr são encontrados nas fezes de animais devido à sua presença em concentrados e suplementos para a saúde animal (LI; CHEN, 2005; SAGER, 2007; MORAL *et al.*, 2008).

A calagem altera na dinâmica dos EPT no solo, pois a aplicação superficial de calcário e a elevação do pH do solo, promove aumento na adsorção de elementos como Cd, Ni, Cu e Zn, sobretudo nas camadas 0-5 e 5-10 cm (JORIS *et al.*, 2012).

Dessa forma, o presente estudo teve como hipótese de pesquisa que o calcário e o uso contínuo de cama de aviário em área agrícola propicia o acúmulo e aumento de concentrações de elementos potencialmente tóxicos no solo, como As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, muitos deles considerados essenciais para o desenvolvimento de plantas.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 GERAL**

Quantificar os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, em solos sob um experimento de longo prazo com adição de calcário e de cama de aviário.

### **1.1.2 ESPECÍFICOS**

Avaliar a mobilidade dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu, e Zn através da caracterização quantitativa dos solos coletados nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm.

Comparar os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, para os solos sob a adição de 0, 4, 8 e 12 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário.

Analisar o efeito de quatro doses de calcário (0, 2, 4 e 8 t ha<sup>-1</sup>) sob os teores e o comportamento dos elementos potencialmente tóxicos no solo.

Relacionar os teores dos elementos potencialmente tóxicos em diferentes profundidades do solo em função das doses de calcário e cama de aviário por meio de uma análise multivariada.

Propor uma metodologia simples, rápida e de baixo custo para digestão de amostras de solo e cama de aviário para a quantificação dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn em espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 CADEIA PRODUTIVA DE FRANGO

A cadeia produtiva de frnago é caracterizada principalmente por avozeiro, matrizeiro, incubatório/nascedouro, aviário, frigorífico, e os consumidores varejistas e finais. Os avozeiros nada mais é que a importação de ovos das linhagens avós, que são cruzadas para gerar frangos comerciais. Já o matrizeiro refere-se à agroindústria na parte de produção de ovos. O incubatório/nascedouro é o local que recebe os ovos férteis para chocá-los e assim dar origem ao frango que serão encaminhados para os aviários onde acontece toda etapa de produção, crescimento e engorda, até a idade do abate, que em média acontece com 45 dias, e após passarem pelo aviário vão para os frigorífico que destinam aos consumidores (DE ARAÚJO, *et al.*, 2008; RODRIGUES, 2014; VOILA; TRICHES, 2015).

O consumo global por carne de frango aumentou nas últimas décadas devido ao crescimento populacional. Esse aumento se deu também na busca por alimentos rápidos, de fácil preparo, e também alimentos nutritivos, de baixo custo e fácil acesso.

Durante a pandemia, com o vírus do COVID-19 no ano de 2020, a renda de muitas famílias brasileiras diminuiu, e o consumo de carne de frango ganhou espaço pelo seu baixo preço, em relação as carnes vermelhas (SCHNEIDER *et al.*, 2020)

O Brasil ocupa posição de destaque na produção devido a fatores como extensão territorial, capacidade de produção de grãos, tecnologia desenvolvida utilizada na criação e abate de aves, bem como no melhoramento genético (LIMA, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018).

A cadeia produtiva de carne de frango possui vantagens competitivas devido ao rápido ciclo produtivo, ao fato de ter a possibilidade de uma estrutura organizacional verticalizada e de ser uma proteína de baixo custo, o que atrai consumidores de diferentes classes sociais (DE ZEN *et al.*, 2014; RECK; SCHULTZ, 2016).

A indústria de frangos de corte teve também sucesso na criação de novos produtos e novos canais de distribuição. O surgimento de produtos de valor agregado levou a uma maior expansão do mercado para a indústria de frangos, já que os produtos de frango foram adaptados para novas configurações de consumo e uso (ASCHE *et al.*, 2018). Este novo cenário do agronegócio brasileiro, tornou a cadeia produtiva de frango de corte, uma das mais expressivas, deixando de ser artesanal e tornando-se de ponta em tecnologia.

O desenvolvimento do setor avícola pode ser considerado a síntese e o símbolo do crescimento e modernização do agronegócio no Brasil. A produção avícola possui três componentes importantes: tecnologia de ponta, eficiência de produção e diversificação do consumo (VAYEGO, 2007; NASCIMENTO, 2011).

Isso demonstra que o Brasil tem possibilidade de inserção no mercado agrícola internacional e se apresenta como uma resposta às oportunidades impostas pelo aumento da demanda por alimentos, impulsionada principalmente pelo aumento de renda dos países emergentes e em desenvolvimento (SIMIÃO, 2011).

De acordo com a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA), as exportações brasileiras de carne de frango estiveram em alta nos 10 primeiros meses de 2020 em comparação com o mesmo período de 2019 e os estados que mais exportaram foram Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul (ABPA, 2019; ABPA, 2020).

A região sul do país, é responsável por mais de 60 % de toda a produção nacional, e o estado que mais produz é o Paraná, seguido de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Nesse cenário, o Paraná surge como o principal estado em abate e processamento de carne do país, representando 35,47 % do abate em 2018 e responsável por 37,05 % das exportações de carne de frango no mesmo ano, seguido pelos estados de Santa Catarina com 26,92 % e Rio Grande do Sul com 14,35 % (ABPA, 2019; EMBRAPA, 2018).

Segundo o relatório anual da Associação Brasileira de Proteína Animal – ABPA de 2020, na cadeia de produção de frangos, na qual o Paraná é protagonista nacional, foram produzidas 3.323.280 toneladas até setembro de 2020, com crescimento de 2,86 % em relação a 2019, e a produção brasileira de carne de frango alcança seus 13,8 milhões de toneladas em 2020, uma alta de 4,2 % em relação à 2019 (ABPA, 2020).

A região Sudoeste do Paraná destaca-se por pelo seu alto potencial de produção avícola, com a quantidade média de abate de 550 mil aves dia, sendo por consequência uma grande geradora de resíduos oriundos dessa produção que podem ser utilizados nas mais variadas formas dentro dessa cadeia produtiva (BRATTI, 2013; TESSARO *et al.*, 2015).

Com o crescimento rápido e concentrado, a atividade avícola proporciona desenvolvimento econômico dos setores de fabricação de rações, e dos próprios aviários e matadouros, que são frequentemente concentradas nessa região e responsável pela geração de uma grande quantidade de resíduos conhecido por cama de aviário. Contudo então, abordagens sustentáveis e econômicas para o manejo da cama de aviário são necessárias (HOOVER *et al.* 2019).



## 2.2 COMPOSIÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO E SUA UTILIZAÇÃO NA AGRICULTURA

A cama de aviário consiste no material distribuído no chão dos galpões como cobertura na forração do piso, geralmente de cimento, constituída principalmente de material absorvente (como serragem ou maravalha de pinus, eucalipto, casca de arroz, bagaço de cana, sabugo de milho ou palha, etc), com espessuras que variam de 5 a 15 cm de material e com composição química muito variável, a qual depende muitas vezes do material formador do substrato e do número de ciclos produzidos na cama (também conhecidos como lotes), e suas principais funções são receber e absorver a umidade, fazer o isolamento térmico e oferecer uma superfície macia (LUCCA *et al.*, 2012; TESSARO, 2015; DORNELAS *et al.*, 2020; FRANZ *et al.*, 2020).

A escolha do material a ser utilizado como cama de aviário é de extrema importância, pois as aves passarão todo o seu ciclo de vida em contato direto com o mesmo. Diferentes materiais são utilizados para este fim: maravalha (serragem), casca de amendoim, casca de arroz, casca de café, capim seco, sabugo de milho picado, entre outros, e seu uso e disponibilidade varia de acordo com cada região e época do ano. Assim, é sobre este material depositado no chão dos galpões ou aviários que as aves se alojam, que se depositam excrementos, penas, fragmentos de material sólido e orgânico, acrescidos de restos de rações (GOMES *et al.*, 2014; DORNELAS *et al.*, 2020; FRANZ *et al.*, 2020).

Nos entre lotes (ou ciclos), mais conhecido como vazio sanitário, que compreende o período de retirada de um lote e entrada de outro sobre a mesma cama, o manejo a fim de eliminar potenciais agentes patogênicos é muito importante. A utilização de cal virgem associada ao amontoamento e enlonação da cama dentro do aviário, para que haja fermentação, é o mais utilizado (BEDIN, 2017).

O resíduo resultante do processo de produção avícola pode vir a ser usado como fertilizante orgânico, pois a cama de aviário é uma boa fonte de nutrientes e quando manejada adequadamente, pode suprir parcial ou totalmente o fertilizante químico, além disso, seu uso adiciona matéria orgânica que melhora os atributos físicos do solo, aumenta a capacidade de retenção de água, reduz a erosão, melhora a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo (SILVA, 2011).

No passado, era comum a destinação da cama de aviário para a alimentação como ração para ruminantes, mas desde a proibição de seu uso como suplemento de ração

animal, a principal preocupação da indústria avícola no Brasil hoje é a destinação econômica e ambientalmente segura de seus resíduos, e o destino final da cama de aviário tornou-se restrito, sendo em sua maior parte disposta no solo, como fertilizante, auxiliando na produção vegetal por apresentar alto teor de nutriente para as plantas, e provavelmente continuará a ser o método de disposição mais prático e econômico pelo seu baixo custo (ABDALA *et al.*, 2012; ROGERI *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2019).

Antes de ser utilizada como fertilizante nas lavouras, a cama de aviário deve passar pelo processo simples de fermentação e umidificação do material para prevenir a disseminação de doenças aviárias. Esse processo deve ser feito como o uso de lona impermeável, para que o dejetos não fique ao ar livre e impedir a troca de gases com o ambiente, nem em contato com o solo. Essa técnica garante a reutilização da cama de aviário diminuindo a carga bacteriana, inclusive Salmonelas (MARONEZI, 2011; YOUNG *et al.*, 2016).

A cama de aviário apresenta nutrientes essenciais para o crescimento das plantas, como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), sódio (Na), cloro (Cl), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), molibdênio (Mo) e outros, que permitem que esse resíduo atue como potencial fertilizante orgânico (BERTAGNOLI *et al.*, 2020). Esse resíduo tem sido tradicionalmente aplicado às plantações e pastagens para reciclar nutrientes, e possui teores nutricionais superiores aos dejetos de outros animais domésticos, com menor umidade, excrementos sólidos e líquidos misturados, sendo, geralmente, proveniente de aves criadas com rações concentradas (SERRANO *et al.*, 2011).

A cama de aviário, também chamada de adubo de aves é um adubo orgânico devido sua compostagem hábil à resistência de patógenos. Para se aplicar esse adubo é necessário fazer uma análise do solo e do composto antes de adubá-lo. Dependendo da cultura pode acontecer de ocorrer uma recomendação elevada deste adubo, por não atender as necessidades nutricionais de tal cultura (EMBRAPA, 2015).

Em um estudo realizado por Lima e Menezes (2014), os autores atestaram o potencial da cama de aviário tratada com benefícios importantes a qualidade física, química e biológica do solo, além de condicionante na produção das culturas de milho e soja.

O adubo orgânico quando aplicado ao solo, melhora a fertilidade, a qualidade do solo e aumenta a produtividade (TRANI *et al.*, 2013), e o manejo sustentável da matéria orgânica do solo é fundamental à manutenção de sua capacidade produtiva em longo prazo (SANTOS *et al.*, 2008).

Diante deste contexto, a cama de aviário se destaca como opção de fertilizante orgânico por apresentar características adequadas para uso agrícola (PREUSCH *et al.*, 2002).

Uma das vantagens relacionadas ao uso desse resíduo orgânico na agricultura é a redução de custos na produção pela substituição dos adubos minerais e por ser um resíduo de fácil acesso (BARBOSA; LANGER, 2011), pois quando bem manejado e em função do teor de N presente, o mesmo pode substituir parcial ou totalmente o fertilizante químico nitrogenado (CORRÊA; MIELE, 2011; LANA *et al.*, 2010).

O uso da cama de aviário na adubação do solo foi considerado viável em termos agronômicos e econômicos na cultura da soja segundo Carvalho *et al.*, (2011). Os autores testaram quatro doses de cama de aviário (0; 3; 6 e 9 t ha<sup>-1</sup>) e notaram aumento na altura de planta e na inserção do primeiro legume, massa de 100 grãos, aumento no número de legumes por planta e no rendimento de grãos de soja.

Qualquer efeito da cama de aviário no rendimento da colheita, quando comparado à aplicação de fertilizantes inorgânicos, depende do tipo e preparo do solo, método de aplicação e sistema de cultivo (LIN *et al.*, 2018). Em geral, a cama de aviário tem aumentos significativos e positivos na produção sob as práticas de plantio direto; maiores rendimentos foram observados nas safras de algodão, milho, soja e amendoim, e os benefícios de rendimento foram maiores com aplicações repetidas (NGUYEN *et al.*, 2013).

O aumento na produtividade relatado de solos adubados com cama de aviário, provavelmente indica que a aplicação repetida em terras agrícolas tem potencial para melhorar as características do solo (LIN *et al.*, 2018), pois a grande vantagem com utilização desse resíduo, é a reciclagem de nutrientes, o aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, além da redução da erosão, melhoria da capacidade do solo a redução da lixiviação de nutrientes, e aumento da capacidade de retenção de água, melhorando assim a aeração e a disponibilidade de água no solo, criando um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da microbiota (NOVAKOWISKI *et al.*, 2013; SUBAEDAH *et al.*, 2016).

A disposição agrícola de cama de aviário indica viabilidade para a minimização do uso de fertilizantes químicos, oriundos de fontes não renováveis, e conseqüentemente para redução no custo de produção, uma vez que estes resíduos apresentam em geral custo inferior a fertilizantes químicos (MARÍN, 2011; SILVA *et al.*, 2012).

Apesar da possibilidade da utilização da cama de aviário como adubo, há poucas informações sobre suas características e padrões de qualidade nos diferentes lotes de reutilização. Sabe-se que o acompanhamento da qualidade da cama e o conhecimento da

quantidade de nutrientes que o material apresenta faz-se necessário, pois, aplicações do material em excesso podem acarretar uma extrapolação da capacidade do solo em receber nutrientes e resultar em impactos ambientais (COSTA, 2012; CLARK *et al.*, 2017).

Levando em consideração a produção total de cama em relação à área agrícola brasileira, percebe-se que há demanda para uma quantidade muito superior de nutrientes do que atualmente é produzido via cama (TESSARO *et al.*, 2015). Contudo, o problema é a forma concentrada de como estes resíduos estão sendo produzidos.

A quantidade de nutrientes gerados via produção de frangos excede as necessidades das culturas especialmente em pequenas propriedades. Isso ocorre, principalmente porque a produção de aves é frequentemente concentrada e a disponibilidade de terras aptas para a aplicação da cama de aviário é limitada, saturando os solos (ADAMI, 2012; FERNANDES *et al.*, 2017).

A aplicação de cama de aviário em pastagens e áreas de cultivo por exemplo, tem sido documentada há muito tempo como uma possível fonte de contaminação de N e P não pontual para águas através da infiltração ou escoamento superficial (HOOVER *et al.*, 2019). No entanto, o impacto da aplicação de cama de aviário na qualidade da água subterrânea é variado. Bundy e Andraski (2005) relataram que cerca de metade do N aplicado ao solo está sujeito à lixiviação para as águas subterrâneas, e na revisão de Christianson *et al.*, (2016), os autores relataram que menos de 2% do P aplicado é perdido para a drenagem.

O problema é que a cama de aviário muitas vezes é aplicada ao solo com base nas taxas agronômicas de N, porém N e P não estão presentes na mesma proporção conforme necessário para as culturas, resultando no excesso de P para a planta e elevando o acúmulo de P no solo (SHARPLEY *et al.*, 2007).

A presença de matéria orgânica também pode modificar as características de sorção de P que influenciam o movimento deste para maiores profundidades no solo (ABDALA *et al.*, 2012). E o aumento da disponibilidade de P após a adição de adubos orgânicos pode ser atribuído à produção de ácidos orgânicos durante a decomposição da cama de aviário, que podem formar complexos estáveis com ferro (Fe) e alumínio (Al) e, conseqüentemente, bloquear os locais de retenção de P disponíveis, favorecendo o movimento descendente de P no solo (SIDDIQUE; ROBINSON, 2003).

A cama de aviário é um importante depósito de nutrientes orgânicos, que tem sido aplicado principalmente em terras agrícolas para aumentar os níveis de nutrientes e a produtividade de diferentes culturas (DEMIR *et al.*, 2010), no entanto, o uso excessivo, sem o

tratamento adequado e sem análise prévia das características do solo, além do aumento de N e P, a cama de aviário também resulta em aumento de elementos potencialmente Mn, Cu, Zn, Ni e outros (GUPTA; GARDNER, 2005; CHEN *et al.*, 2020).

Assim sendo, a adubação com esse subproduto apresenta o potencial de ser tanto um recurso de nutrientes e matéria orgânica, como um poluente, devido aos compostos presentes nela.

### **2.3 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS PRESENTES NA CAMA DE AVIÁRIO**

Algumas das principais preocupações ambientais relacionadas ao resíduo de cama de aviário nos sistemas solo-água é devido a eutrofização, processo em que ocorre a mineralização de elementos como N e P, resultando na contaminação dos cursos d'água com nitrato e favorecendo a ecotoxicidade, devido a níveis excessivos de micronutrientes, como Cu e Zn, dentre outros elementos potencialmente tóxicos ao ambiente (CADET *et al.*, 2013; KIBET *et al.*, 2013).

Autores comparando solo adubados organicamente com diferentes adubos de animais, encontraram a presença dos elementos, As, Zn, Cu, Cr, Cd e Ni em solos adubados com cama de aviário (LIU *et al.*, 2020).

Alguns destes elementos são comumente chamados de metais pesados, porém o termo “metal pesado” pode ser substituído pelo termo “elemento potencialmente tóxico” para mencionar elementos químicos com densidade maior que  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  e número atômico maior do que 20 que além disso também estão associados a poluição e toxicidade de ar, água, solo e alimentos, englobando ainda nessa terminologia os semi metais e até não metais (SANTOS, 2010; ESTRELA *et al.*, 2018).

São chamados elementos potencialmente tóxicos (EPT), dependendo do risco que estes elementos, representam ao meio ambiente, homem, plantas e aos animais. São tóxicos para organismos vivos quando presentes em excesso. Tem-se os EPT que oferecem pequeno risco, como o Cr, o As, e os potencialmente perigosos aos homens e aos animais como o Zn, Cu, Ni, e Cd (TSUTIYA, 1999). Dos EPT, os mais relevantes devido à toxicidade, danos à agricultura e à saúde humana são o arsênio (As), e o cádmio (Cd) (ESTRELA *et al.*, 2018).

Elementos como Cu e Zn são essenciais para várias funções fisiológicas nos seres vivos, mas apesar das suas essencialidades, quando se encontram em excesso no solo causam toxidez e prejudicam o desenvolvimento das plantas, inibindo seu crescimento, além

de causar efeitos adversos sobre os microrganismos do solo, interferindo nas funções do ecossistema (CARNEIRO *et al.*, 2001; AMBROSINI *et al.*, 2016).

Ainda, o estresse por Cu e Zn pode danificar a estrutura das raízes (BOCHICCHIO *et al.*, 2015; AMBROSINI *et al.*, 2016), o que pode reduzir a absorção de água e nutrientes minerais do solo e, assim, diminuir seu crescimento (TOSELLI *et al.*, 2009; AMBROSINI *et al.*, 2016).

Os elementos potencialmente tóxicos podem afetar processos naturais do solo e diminuir o número e a atividade de microrganismos (GUCWA-PRZEPIÓRA *et al.*, 2016). Estudos demonstraram que aplicações de adubo contendo altos níveis de elementos potencialmente tóxicos podem resultar em acúmulo excessivo dos mesmos, levando a efeitos adversos na qualidade do solo (HANG *et al.*, 2009).

A concentração total de EPT no solo é um indicador útil de avaliação da contaminação (ZHANG *et al.*, 2009). No entanto, ele não fornece informações suficientes sobre biodisponibilidade e toxicidade dos elementos (RODRIGUEZ *et al.*, 2009). A mobilidade dos EPT, bem como a sua biodisponibilidade e ecotoxicidade relacionada nas plantas, dependem grandemente das suas formas químicas (JIN *et al.*, 2005; CHEN *et al.*, 2008).

No solo, os EPT estão ligados aos processos de acúmulo e transporte com a fração argila, que é responsável pelas interações líquido-sólida, envolvendo reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução. A reação de adsorção controla a concentração dos elementos, e a mobilidade está inversamente relacionada à sua adsorção no solo, e a retenção de metais pesados é a precipitação dos cátions na forma de hidróxidos ou sais diversos e que pode ocorrer em condições de pH mais elevado (NASCENTES, 2006; CHAVES, 2008).

Atributos tais como pH, teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês, quantidade de argila, potencial redox são responsáveis pelo comportamento e disponibilidade/mobilidade dos EPT no solo, dentre os quais, o valor de pH e o potencial redox são os mais relevantes, pois afetam diretamente as reações que ocorrem no meio e controlam a disponibilidade em solução do solo (PIERANGELI *et al.* 2001). O pH em conjunto com o potencial redox, determina o equilíbrio entre as formas iônicas e hidrolisadas dos elementos (NASCENTES, 2006).

Embora o solo tenha capacidade em reter EPT, estes são extremamente complexos, o que dificulta o entendimento sobre o comportamento desses elementos, principalmente a longo prazo. Sabe-se que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados

será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciam nas reações.

Os Latossolos em geral, são constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte superficial, exceto hístico. São muito profundos, com espessura raramente inferior a um metro e geralmente são bem drenados. São solos em avançado estágio de intemperização muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações do material constitutivo (EMBRAPA, 1999; IBGE, 2007). Podem variar de predominantemente caulíníticos até solos oxidicos. Os Latossolos se distinguem por possuírem grande homogeneidade de atributos ao longo do perfil e diferenciam-se entre si principalmente pela coloração e teores de óxidos de ferro (EMBRAPA, 2006).

Estes cobrem a maior área agrícola do Brasil e tem como propriedades alto grau de intemperismo, baixa fertilidade natural, ricos em silicatos, óxidos de ferro, alumínio e manganês (MARQUES *et al.*, 2004; AJAYI *et al.*, 2009). Estas características contribuem para maior adsorção e complexação de elementos como fósforo e EPT, tornando-os menos disponíveis às plantas (REIS *et al.*, 2014).

A qualidade do solo pode ser influenciada pela aplicação de resíduos orgânicos no solo, devido as alterações provocadas nas suas características químicas, físicas e biológicas. A biomassa microbiana possui funções importantes no solo, como decompor os compostos orgânicos, reciclar os nutrientes e promover o fluxo de energia (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Dessa forma, as mudanças que ocorrem no solo são rapidamente refletidas na comunidade microbiana e nas suas atividades metabólicas, sendo considerada um bioindicador da qualidade do solo (NOGUEIRA, 2013).

Resíduos orgânicos provenientes da cama de aviário são reaproveitado como adubo pela maioria dos produtores de aves no entanto, o excesso desse resíduo no solo torna a extração das culturas insuficiente, provocando a contaminação do solo por nutrientes, microrganismos patogênicos e EPT (HAHN, 2004; PENÃ, 2010),

Estudos na Europa e Estados Unidos relatam que as concentrações de alguns EPT em resíduos, tais como cama de aviário, aumentaram nas últimas décadas devido à adição de metais à alimentação em sistemas intensivos de produção animal (WANG *et al.*, 2014). Em geral, os alimentos comerciais utilizados na criação de animais são enriquecidos com elementos como Cu e Zn, para promover uma melhor taxa de crescimento (LI; CHEN, 2005; SAGER, 2007; MORAL *et al.*, 2008).

Fontes promotoras de crescimento como rações e concentrados possuem elementos potencialmente tóxicos como Cu e Zn que são disponibilizados para as aves para seu desenvolvimento e tratamento de doenças (CARDOSO *et al.*, 2002; AO *et al.*, 2017). Com isso, em geral, os dejetos de aves contem esses elementos, e a aplicação insustentável de adubos pode aumentar os teores desses elementos no solo. Estudos sugeriram que a aplicação contínua de esterco de aves em longo prazo pode causar acúmulo destes elementos no solo que podem causar toxicidade em algumas culturas e organismos (BROCK *et al.*, 2006).

No Brasil, o uso de elementos como cobre e zinco nas rações dos frangos como promotores de crescimento e no controle de doenças, embora ainda exista, não é mais uma prática comum, devido a grande preocupação pelo acúmulo desses elementos no solo com o uso da cama de aviário como adubo (FRANCO *et al.*, 2020).

Além disso, 25-75 % dos elementos potencialmente tóxicos, são excretados e se movem diretamente para o ecossistema e influenciam a saúde de humanos e animais por meio da cadeia alimentar (AWASTHI *et al.*, 2019). As pequenas quantidades desses elementos potencialmente tóxicos usados na alimentação ou em medicamentos não são tóxicas para as aves e geralmente são excretadas, o problema acontece quando ocorrem em níveis elevados resultando em maior absorção pelas plantas e consumidas pelos animais ou pelo homem (DEMIR *et al.*, 2010).

Com a adubação com cama de aviário, o elemento Cd por exemplo, quando em contato com o solo, normalmente se encontra ligado a matéria orgânica, e mesmo em baixas concentrações é absorvido pelas raízes das plantas e pode se acumular também em outras partes vegetais (STERCKEMAN *et al.*, 2011).

Fertilizações fosfatadas sucessivas e corretivos como calcário podem incrementar as quantidades desse elemento no solo e plantas, o que pode resultar em impactos no ambiente pela contaminação de águas superficiais e subsuperficiais, possibilitando a entrada deste elemento potencialmente tóxico na cadeia alimentar (OLIVEIRA *et al.*, 2011).

A solubilidade desse elemento em solução do solo é influenciada principalmente pelo pH, teor de argila, composição da fração argila em óxidos, oxi-hidróxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, matéria orgânica, que reduzem a concentração do íon livre de Cd na solução do solo (STERCKEMAN *et al.*, 2011).

O pH do solo influencia a capacidade da planta absorver o elemento Cd. A medida que o pH do solo aumenta, diminui a mobilidade do Cd e por sua vez diminui a biodisponibilidade deste elemento (ATSDR, 2012).



O Cd, em condições de pH 7,0 pode ser fracamente adsorvido a matéria orgânica, ou a minerais de argila e óxidos, e tem mobilidade no perfil do solo. Para pH acima de 7 o Cd pode precipitar, reduzindo sua mobilidade (ANDRADE, 2011).

Uprety *et al.* (2009) relataram diminuição do pH do solo e aumento significativo na disponibilidade dos elementos Zn e Cu para as plantas quando utilizado a cama de aviário como adubo, e outros autores encontraram Zn e Cu em folhas de tomate, quando adubados o plantio com cama de aviário (DEMIR *et al.*, 2010).

Outros autores explicam que o a sorção de Cu é maior em solos argilosos a alcalino em comparação a solos arenosos e ácidos, e solos de textura fina retêm mais Cu do que solos de textura grossa. (SHAHEEN, 2013). Quando sua mobilidade é fraca, esse elemento tende a acumular-se no solo, contudo podem ocorrer fenômenos de lixiviação quando a capacidade de retenção das partículas do solo é excedida (CCME, 1999b).

Os elevados teores de Cu encontrados em cama de aviário se dão devido à adição de sulfato de cobre à ração e à água, prática que ainda é adotada por alguns avicultores (MIELE; MILAN, 1983).

Apesar de ser essencial para alguns processos vitais do ser humano, tanto na alimentação como em processos enzimáticos por exemplo, grandes quantidades de Cu, produzem um efeito tóxico como anemia e distúrbios no sistema nervoso central e no sistema cardiovascular (CCME, 1999b).

O Zn também é um elemento essencial para a nutrição humana, pois é um componente importante das enzimas (PEAKALL; BURGER, 2003). É essencial para o bom funcionamento dos processos biológicos que ocorrem tanto em plantas como em animais e é um constituinte de cerca de 200 metaloenzimas e outros compostos metabólicos, mas quando em contato com o ser humano em concentrações elevadas, o Zn também adquire um caráter tóxico (CCME, 1999a).

No solo, o Zn encontra-se muitas vezes associado a minerais de argila ou a óxidos e pode estar presente em minerais primários da rocha-mãe como o basalto. O Zn pode ser adsorvido por minerais de argila e formar compostos não só com a matéria orgânica presente no solo, mas também com hidróxidos, óxidos e carbonatos. Em geral, o Zn se encontrar ao longo de todos os perfis de solo, contudo há uma tendência para a concentração deste elemento diminuir com a profundidade de solo (CCME, 1999a; ANDRADE, 2011).

De modo geral, o pH do solo interfere diretamente nas interações químicas deste elemento, pois influencia a sua mobilidade, e em meio ácido, a adsorção está ligada a troca

catiônica, onde seu potencial é reduzido e a solubilidade do Zn aumenta, enquanto que em meio alcalino ocorre a sua adsorção química. Este elemento é extremamente móvel e torna-se biologicamente disponível para os organismos em ambientes de pH baixo, especialmente em valores de pH inferiores a 5 (CCME, 1999a; ANDRADE, 2011).

Existem vários fatores que influenciam o equilíbrio das várias formas que este elemento ocorre no solo, como é o caso dos processos de lixiviação, da introdução excessiva e antropogênica deste nos solos, das variações dos valores de pH do solo, da mineralização da matéria orgânica, das variações no potencial de oxidação-redução que ocorrem no solo e principalmente da absorção deste elemento pelas plantas (KOMÁREK *et al.*, 2013).

Presente também na cama de aviário, o As, apresenta elevada absorção pelas plantas, contudo, elevadas concentrações deste, podem conduzir à inibição de determinadas enzimas essenciais e prejudicar o fluxo de fosfato no sistema da planta (NIKOLAIDIS; TYROVOLA, 2009).

O As é bastante encontrado em solos com resíduos como cama de aviário (USMAN *et al.*, 2013), mas também ocorre de forma natural no solo como resultado do desgaste da rocha-mãe como o basalto por exemplo. Embora grande parte das rochas ígneas possuam, As na sua composição, as maiores concentrações deste elemento são encontradas em rochas sedimentares argilosas e em zonas ricas em minerais de sulfureto (ENVIRONMENT AGENCY, 2009).

Com a adubação orgânica em solos já compostos por esse elemento, a probabilidade de saturação de elementos potencialmente tóxicos aumenta. Este elemento, quando em grandes quantidades, ao entrar em contato com o solo pode acarretar contaminação no mesmo e também em águas superficiais e subterrâneas (HARTLEY; LEPP, 2008).

A mobilidade deste elemento no solo é regulada pelo seu estado de oxidação, e seu comportamento depende dos processos de adsorção e desorção que ocorrem e as condições redox além da influência do pH na mobilidade e biodisponibilidade e a presença de fosfatos em solução do solo, que pode, por exemplo, diminuir a sua concentração (NIKOLAIDIS; TYROVOLA, 2009; TARVAINEN *et al.*, 2013).

O arsênio tem maior afinidade pelas superfícies dos óxidos, que é influenciada pela textura do solo, matéria orgânica, origem dos minerais, pH, potencial redox e competição entre íons (ADRIANO, 2001).

A adsorção aos ácidos húmicos pode provir dos grupos amins que possam assumir carga positiva, em quanto aos grupos carboxílicos e OH fenólicos são pouco ativos na adsorção de ânions (SAADA *et al.*, 2003).

O arsenato e arsenito são os mais importantes compostos inorgânicos do arsênio no solo por que são muito solúveis em água (VAUGHAN, 1993) e podem mudar o estado de oxidação de acordo com o pH e das condições redox. Em condições de oxidação o As no solo está presente geralmente na forma de arsenato e é fortemente adsorvida pelas argilas, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn e pela matéria orgânica do solo, e em condições de redução o arsenito é a forma predominante (MASSCHEYLEN *et al.*, 1991; MARIN *et al.*, 1993).

O As, geralmente encontra-se presente com o oxigênio em compostos formando arsenato e por ser de caráter aniônico, tende a ter menor adsorção nas camadas superiores do solo, onde encontra-se a maior quantidade de matéria orgânica, pois as cargas negativas da matéria orgânica sobre os colóides do solo tende a inibir a adsorção do arsênio (GRAFE *et al.*, 2001; PENHA, 2011).

O comportamento do arsênio no solo é muito similar ao do fósforo (P), mas, ao contrário deste o arsênio pode mudar o seu estado de oxidação de acordo com as condições de pH e potencial redox do solo e, sofrer transformações biológicas que podem resultar na sua volatilização GIACOMINI (2005). O As e o P por exibirem similaridade química, competem diretamente nos processos de adsorção no solo. A imobilização tanto do As quanto do P acontece por meio da sorção e troca iônica e diante dessa competitividade aniônica, a concentração de P é mais elevada quando comparada ao As (CAMPOS, 2001).

Em seres humanos, os compostos de As inorgânico têm efeitos cancerígenos. Exposições a longo-prazo, por ingestão de compostos de As podem produzir tumores na pele, pulmão e bexiga (ENVIRONMENT AGENCY, 2009).

Outros elementos como Cr e Cu foram encontrados na cama de aviário e solos adubados, provavelmente causadas por aditivos para rações, pois os animais são sempre alimentados com concentrações elevadas desses elementos para promover o seu crescimento (MUHAMMAD *et al.*, 2020).

Os solos contaminados com esses elementos podem liberar e se transferir para as plantas, e a saúde humana pode ser afetada pelo seu consumo (TOTH *et al.*, 2016).

O acúmulo de Cr no solo, em locais adubados para plantações alimentícias, pode ter um impacto direto na saúde humana (MUHAMMAD *et al.*, 2020), pois este elemento, dependendo do estado de oxidação pode ser essencial ou tóxico para os seres humanos. O Cr

(VI) é classificado como cancerígeno, enquanto que Cr (III) é considerado um elemento não cancerígeno ao homem (CCME, 1999c). O Cr em excesso no organismo debilita a tolerância à glucose, aumenta os níveis de insulina, de colesterol e de triglicerídeos no sangue.

O estado de Oxidação do Cr acontece devido a sua mobilidade, pois enquanto nas camadas superficiais do solo apresenta-se como Cr (VI) instável e solúvel, onde rapidamente este é reduzido à Cr (III) por complexos orgânicos quando o pH do solo permanece na faixa de 5,0 a 9,0, fazendo com que diminua consideravelmente sua disponibilidade no ambiente (ANDRADE, 2011).

Os fatores que influenciam a taxa de oxidação deste elemento no solo incluem o pH, a disponibilidade de óxidos de Mn, a presença de compostos orgânicos com baixo peso molecular e a atividade de água no solo. A oxidação do Cr trivalente é favorecida em condições ácidas do meio ambiente (CCME, 1999c).

O elemento Cr entra na cadeia alimentar das aves como uma suplementação para o seu crescimento, além de ser considerado nutricionalmente essencial para frangos, pois potencializa a atuação da insulina que influencia na ação oxidante no organismo. A deficiência de Cr pode influenciar o metabolismo de carboidratos e de proteínas, reduzindo a sensibilidade à insulina e modificando a taxa de crescimento das aves (SAHIN *et al.*, 2003; VAZ *et al.*, 2009). O Cr é excretado em excesso se as aves passarem por um período de estresse, causado por exemplo pela alta densidade de aves, e pela abundância de umidade ou calor (SMITH E TEETER, 1987).

Nos tecidos vegetais, o elemento Cr é um dos componentes naturais, e as suas concentrações podem variar consideravelmente de acordo com o tipo de solo, a espécie da planta, e o tipo de tecido vegetal.

Outro elemento encontrado na cama de aviário é o Ni. O Ni, ocorre naturalmente no meio ambiente apesar de raramente ser encontrado na sua forma elementar. Este elemento apresenta uma forte afinidade com o Fe e o enxofre (S) formando por exemplo, compostos de sulfureto de Fe (MCGRATH; SMITH, 1995), mas também é comumente encontrado em cama de aviário e solos adubados com esse resíduo (LIU *et al.*, 2020).

No solo, este elemento pode interagir com a matéria orgânica, óxidos amorfos e a fração argila. É altamente dependente do pH, e conforme o pH aumenta, a sua disponibilidade para as plantas é inversamente proporcional (ANDRADE, 2011).

O Ni tem a capacidade de formar compostos em estados de oxidação, que desenvolvem sais e complexos organometálicos como o carbonila de Ni, que é um líquido incolor, volátil e altamente reativo (ATSDR, 2005).

Esse elemento ocorre também naturalmente nos solos como desgaste da rocha-mãe. As maiores concentrações deste elemento são encontradas em rochas ígneas com concentrações mais baixas em rochas sedimentares, incluindo xistos, argilas, calcários e arenitos. A geologia do solo nas camadas subjacentes e os processos de formação do solo influenciam fortemente a concentração de Ni nos solos. Estes apresentam maiores concentrações de Ni em argilas e siltes comparativamente a areias e turfas (MCGRATH; SMITH, 1995).

Para valores de pH acima de 8, o hidróxido de Ni, é o principal elemento aquoso presente no solo, enquanto que em solos de pH ácido o sulfato de Ni e o hidrogeno fosfato de Ni são os mais importantes, dependendo das concentrações de sulfato e fosfato presentes no solo (MCGRATH; SMITH, 1995).

A solubilidade desse elemento no solo é influenciada pelo pH, pela presença de matéria orgânica, argilas e íons de Mn e Fe, sendo que a mobilidade do Ni aumenta com a diminuição do pH (ATSDR, 2005). Grande parte dos compostos de Ni são solúveis para valores de pH inferiores a 6,5 (MCGRATH; SMITH, 1995).

A fitodisponibilidade do Ni está relacionada com a atividade dos íons de Ni em solução no solo, sendo que a absorção deste pelas plantas também depende das propriedades do solo, como o valor de pH, a quantidade de matéria orgânica e quantidade de óxidos de Fe e Mn (ROONEY *et al.*, 2007).

Esses elementos presentes na cama de aviário e em solos adubados com esse resíduo, são substâncias potencialmente tóxicas e podem afetar não apenas as plantas por absorção direta, mas também o gado em pastoreio e humanos pela ingestão de alimentos e água contaminadas (KUMAR *et al.*, 2013).

Deve-se levar em conta ainda que a transformação dos elementos na cadeia solo-alimento-humano envolve processos complicados de liberação no solo, bioacumulação em plantas comestíveis e captação através do consumo humano de alimentos.

Apesar das concentrações totais de determinado elemento no solo serem um fraco indicador da potencialidade de captação desse elemento pelas plantas e das concentrações bioacessíveis, as concentrações totais permitem determinar se o solo se encontra contaminado

e/ou se existe um enriquecimento geoquímico natural e conseqüentemente determinar se existe um risco de toxicidade para as plantas, fauna e microrganismos (ALLOWAY, 2010).

Os danos da contaminação ocorrem quando a quantidade do elemento exposto ao ambiente supera a capacidade do solo em retê-lo, dessa forma pode ser absorvido pelas plantas ou carregado para os lençóis freáticos, contaminando as águas subterrâneas (FERNANDES *et al.*, 2011).

A mobilidade dos elementos químicos no solo depende de várias características, como pH, quantidade de matéria orgânica, tipo de minerais presentes na fração argila e a capacidade de troca catiônica (CTC) (ANDRADE, 2011).

Dentre os fatores determinantes nas dinâmicas dos elementos potencialmente tóxicos, está a CTC do solo. A CTC está intimamente ligada às concentrações dos íons trocáveis presentes na solução do solo, nos sítios de troca e nas interfaces coloidais do sistema. Uma elevada CTC proporciona uma maior retenção, através da formação de complexos de esfera externa, do metal no solo (RAIJ, 1969).

Devido ao risco potencial de elementos tóxicos, solos adubado com cama de aviário tem recebido atenção científica significativa, e são necessários trabalhos intensivos de pesquisa para investigar a contaminação do solo com a aplicação de cama de aviário e sua bioacumulação em culturas alimentares (MUHAMMAD *et al.*, 2020), bem como nas questões ambientais, pois com a expansão do setor avícola, é necessário uma análise, enfocando tanto os parâmetros de desempenho produtivo e de bem-estar animal, quanto as questões ambientais correlatas à atividade (DORNELAS *et al.*, 2020).

Do ponto de vista ambiental, as preocupações relacionadas, à qualidade das águas subterrâneas e as que recebem o escoamento superficial, e também de solos altamente intemperizados por meio da cama de aviário, são preocupantes e necessitam de maiores estudos (GHOSH *et al.*, 2011).

## **2.4 LEGISLAÇÃO E ENQUADRAMENTO**

Os elementos potencialmente tóxicos são naturalmente encontrados nos solos, porem em baixas concentrações (presente na nossa crosta terrestre em concentração inferior a 0,1%) de forma que alguns deles são importantes para microrganismos e seus ciclos de vida. A problemática que envolve os elementos potencialmente tóxicos e o solo existe quando estes são acumulados no solo. Isto normalmente está relacionado com atividades humanas e pode alterar

o ambiente causando impactos negativos nas cadeias alimentares (CHICEA; BARBU, 2004; BIASIOLI, 2007).

Esses elementos têm possibilidade de contaminação que necessitam investigações e preocupação devido a mobilidade e níveis de concentração nas quais iniciam-se os efeitos tóxicos.

Segundo Wu *et al.*, (2015), existe uma dificuldade para considerar um solo contaminado, de forma que uma contaminação sempre representa um valor diferente do que deveria ser considerado normal.

A legislação ambiental define os principais referenciais para viabilização de uma cadeia produtiva, pois para qualquer empreendimento que se utilizam recursos ambientais e ou são capazes de causar degradação ambiental, existe um procedimento pelo qual o órgão ambiental autoriza a localização, instalação, ampliação e operação, este procedimento é conhecido como Licenciamento ambiental.

Dessa forma a avicultura se torna uma atividade passível de licenciamento, pois pode causar degradação ambiental de diversas formas: pela emissão de gases, odores e poeiras; no uso incorreto das camas e esterco como adubo; no lançamento de efluentes em corpos d'água e na incorreta disposição das carcaças de animais mortos.

Com relação ao impacto ambiental da avicultura nos solos devem ser feitos cada vez mais estudos para direcionar de forma mais adequada esses dejetos e amenizar a contaminação dos solos. O uso indiscriminado de dejetos como fertilizantes é um dos fatores que mais contribuem para poluição dos solos, dessa forma a aplicação dos resíduos deve sempre estar incorporada ao solo, principalmente no sistema de pastagens, mantendo a manutenção e análise de produção (PALHARES; KUNZ, 2011).

Quando a cama de aviário é aplicada de forma desordenada no solo, sem o devido tratamento, contamina o solo com amônia, presente em alta quantidade, que é gerada a partir da decomposição microbiana dos dejetos das aves (OLIVEIRA, 2013). Além disso, o P é encontrado em altas quantidades nas excretas das aves, porém, a aplicação excessiva na adubação pode saturar a capacidade do solo e plantas de utilizar este nutriente, acarretando na lixiviação e posterior contaminação do lençol freático (OVIEDO-RONDÓN, 2008).

A análise química é um instrumento básico para a obtenção de informações sobre a acidez e a carência de elementos no solo, permitindo que o conhecimento da pesquisa seja transformado em aumento da produtividade agrícola. Deve-se informar ao produtor rural a exata recomendação de calagem e adubação, o que confere maior retorno econômico e, em

determinados casos, economia na compra de corretivos e adubos minerais, permitindo desta forma, maior sustentabilidade do sistema.

A única restrição obrigatória para a não aplicação da cama de aviário será quando os teores de Cu e Zn no solo forem iguais ou superiores aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009) (Tabela 1).

**Tabela 1** - Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 em mg kg<sup>-1</sup> de peso seco dos elementos zinco (Zn) e cobre (Cu) para aplicação de resíduos no solo.

<b>Elemento</b>	<b>Teor de investigação mg kg<sup>-1</sup></b>	<b>Teor Limite do solo mg kg<sup>-1</sup></b>
Zn	300	450
Cu	60	250

Fonte: Adaptada de Brasil (2009).

Quando os valores estiverem em desacordo com legislação a aplicação da cama deve ser evitada. Vale ressaltar que estes valores são os biodisponíveis, sendo determinado pela metodologia 3051 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA).

Os teores limítrofes de elementos potencialmente tóxicos, para os elementos Zn e Cu no solo são de 250 e 450 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Já os valores de prevenção da qualidade são de 60 e 300 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

A preocupação com a possibilidade de contaminação dos solos com o uso de resíduos orgânicos contendo elementos potencialmente tóxicos, fez com que diferentes países adotassem de acordo com as suas realidades e características, limites máximos de concentração de elementos potencialmente tóxicos no solo.

#### 2.4.1 LEGISLAÇÃO NACIONAL

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) publicou no Diário Oficial da União a Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009, e a Resolução n.º 460, de 30 de dezembro de 2013, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas.

Valores orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a qualidade e as alterações do solo e da água. Cada Estado da Federação poderá estabelecer, por substância, um único VRQ (Valor de Referência da Qualidade) ou um VRQ para cada tipo de solo. O VRQ é a concentração de determinada substância que define a



qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos.

A resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009) dispõe sobre critérios e valores orientadores da qualidade do solo quanto a presença de elementos potencialmente tóxicos e outras substâncias químicas.

De acordo com a legislação brasileira, os valores de contaminação estão divididos em Valores de Prevenção (VP), Valores de Investigação (VI) e VRQ (BRASIL, 2009).

- VP, que representam as concentrações limite no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais, e foram estabelecidos com base em ensaios de fitotoxicidade ou em avaliação de risco ecológico;
- VI, representam a quantidade de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana;
- VRQ: relacionados a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos, conforme recomendado pela resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009).

Na Tabela 2 estão dispostos os VRQ para os elementos potencialmente tóxicos em solos definidos pela resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009).

**Tabela 2** - Valores orientadores de elemento potencialmente tóxicos para solos estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420 em  $\text{mg kg}^{-1}$  de peso seco para os elementos As, Cd, Cu, Cr, Ni e Zn.

Elementos	Prevenção de contaminação $\text{mg kg}^{-1}$	Referência de qualidade $\text{mg kg}^{-1}$	Investigação de solos $\text{mg kg}^{-1}$		
			Agrícolas	Residenciais	Industriais
As	15	0,6	35	55	150
Cd	1,3	0,5	3	8	20
Cu	60	5	200	400	600
Cr	75	35	150	300	400
Ni	30	9	70	100	130
Zn	300	35	450	1000	2000

Fonte: Adaptada de Brasil (2009).

Ainda de acordo com a resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009) foram estabelecidas classes de qualidade dos solos, segundo a concentração de substâncias químicas:

- Classe 1 - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ,

- Classe 2 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o VRQ e menor ou igual ao VP,
- Classe 3 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VP e menor ou igual ao VI,
- Classe 4 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.

Segundo Chen *et al.*, (2015), os principais efeitos causados pelos elementos potencialmente tóxicos nos solos são:

1. Inibição da atividade enzimática: ao exceder a capacidade de aceitação do solo ocorre a desestruturação dos ciclos biogeoquímicos e das funções do biofiltro;
2. Diminuição qualitativa e quantitativa do crescimento normal das populações de microrganismos da fauna do solo;
3. Mudanças na composição dos produtos, com riscos para a saúde dos consumidores, considerando a incorporação de alguns metais na cadeia alimentar (CHEN *et al.*, 2015).

Para as águas, a contaminação ocorre quando a quantidade do elemento supera a capacidade do solo em retê-lo, dessa forma pode ser carregado para os lençóis freáticos contaminando as águas (FERNANDES *et al.*, 2011).

A possibilidade de contaminação do lençol freático com a adubação orgânica, como a cama de aviário, é uma das principais preocupações do uso agrícola.

A manutenção da matéria orgânica no solo é fundamental para aumentar a retenção de elementos potencialmente tóxicos, pois estes elementos formam complexos com compostos orgânicos, principalmente, ácidos húmicos e fúlvicos, o que diminui sua disponibilidade e toxidez para as plantas e reduz sua mobilidade no solo (TSUTIYA, 1999).

Na Tabela 3 estão dispostos os valores dos principais elementos gerados na avicultura, orientadores para águas subterrâneas de acordo com a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009) referentes ao risco para saúde humana diferentes dos valores que se referem ao consumo humano.

**Tabela 3** - Valores orientadores para os elementos As, Cd, Cu, Cr, Ni e Zn em águas subterrâneas ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

<b>Elementos</b>	<b>Valores de Investigação <math>\mu\text{g L}^{-1}</math></b>
As	10
Cd	5
Cu	2000
Cr	50
Ni	20
Zn	1050

Fonte: Adaptada de Brasil (2009).

Os elementos potencialmente tóxicos presentes na cama de aviário e em solos que venham a ser adubados com esse resíduo, são substâncias que podem afetar não apenas as plantas por absorção direta, mas também o gado em pastoreio e humanos pela ingestão de alimentos e água contaminadas (KUMAR *et al.*, 2013). Dessa forma é necessário conhecer os valores controladores indicados nas legislações para minimizar o impacto gerado.

#### 2.4.2 LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL

As principais fontes de contaminação em solos agrícolas tem sido os adubos orgânicos ou minerais e alguns corretivos (calcários, gesso) que podem conter elementos potencialmente tóxicos, micronutrientes e outros (TSUTIYA, 1999). O uso desses produtos, pode levar a um aumento no teor desses elementos no solo.

Tanto as pesquisas internacionais e nacionais encontraram micronutrientes e elementos potencialmente tóxicos contidos em matérias primas para a indústria de adubos orgânicos. Dessa forma, as legislações internacionais podem ser consultadas se houver necessidade.

Na Tabela 4, encontram-se as concentrações máximas permissíveis por alguns países, de elementos potencialmente tóxicos presentes da adubação por dejetos a serem incorporados em solos agrícolas.

**Tabela 4** - Concentrações máximas permissível de elementos potencialmente tóxicos em solos agrícolas de diferentes países.

País	Elementos (mg kg <sup>-1</sup> )					
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
Comunidade Europeia	-	1/3	-	50/140	30/75	150/ 300
Alemanha	-	3	100	100	50	300
França	-	2	150	100	50	300
Inglaterra	20	3	600	135	75	300
Itália	-	3	150	100	50	300
Escócia	12	1,6	80	60	40	150
Áustria	-	3	100	100	50	300
Canadá (Ontário)	14	1,6	120	100	32	220
Espanha	-	1	100	50	30	150
Dinamarca	-	0,5	30	40	15	100
Finlândia	-	0,5	200	100	60	150
Noruega	-	1	100	50	30	150
Suécia	-	0,5	30	40	15	100
Nova Zelândia	-	3,5	600	140	35	300
Estados Unidos	-	20	1500	750	210	1400
Brasil	35	3	150	200	70	45

Fonte: Adaptado de TSUTIYA (1999).

A USEPA, por meio de várias normas, é quem regulamenta, nos Estado Unidos, as doses máximas de elementos potencialmente tóxicos que podem ser aplicadas no solo (JUNIOR *et al.*, 2005).

Os limites de elementos potencialmente tóxicos no solo foram regulamentados nos Estados Unidos, com base da fitotoxicidade de cada elemento e considerando os elementos por si só, sem levar em conta a sua combinação com outros elementos e como estes se manifestam (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001). Isso tornou os limites estabelecidos extremamente permissíveis, e segundo McBride (1995), as normas utilizadas para determinar esses limites, foram definidas por métodos inadequados, o que torna os limites tão abrangentes e discrepantes quando comparados a outras normativas de outros países.

Na Europa por exemplo, os níveis críticos permissíveis são bem mais restritivos, pois levam em consideração a proteção do ambiente como um todo. Esse “olhar conservacionista”, sugere que os elementos potencialmente tóxicos incorporados ao solo na adubação, devem apenas repor as quantidades necessárias para a cultura, que ocasionalmente foram perdidas pela erosão ou lixiviação do solo (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001).

Essa visão conservacionista faz também com que outros países adotem limites mais restritivos e sejam rigorosos nos critérios sobre os elementos potencialmente tóxicos no

solo, tendo em relação a concentração de elementos potencialmente tóxicos permissível, quando a característica de cada solo.

Cabe ressaltar que a adoção de critérios estabelecidos nas normativas pode não assegurar a utilização intermitente de resíduos orgânicos na agricultura, principalmente a utilização a longo prazo, pois devido a complexidade que envolve os elementos potencialmente tóxicos no ambiente, o monitoramento periódico dos componentes no solo, água e planta, torna-se imprescindível.

## **2.5 DIFERENTES MÉTODOS DE DIGESTÃO PARA DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS**

O uso eficiente de resíduos orgânicos na agricultura depende do conhecimento da composição química desses materiais, e uma das etapas mais críticas da caracterização antes da determinação, é o preparo e a digestão das amostras.

Existem muitas metodologias para a digestão, onde são utilizados sistemas fechados e abertos, com o emprego de diferentes combinações de ácidos, quase sempre com índices variáveis de recuperação dos elementos químicos presentes nos resíduos, o que se explica devido à grande variação no grau de polimerização, natureza química e presença nos resíduos orgânicos de moléculas mais e menos resistentes ao ataque químico (MELO; SILVA 2008).

Dentre as digestões mais utilizadas em sistemas fechados, encontra-se a decomposição assistida por micro-ondas, que tem sido amplamente utilizada pelo fato de ser aplicada a todos os tipos de amostras, pequeno consumo de reagentes, bem como a redução de riscos de perdas de analitos, principalmente os voláteis, além da contaminação ser geralmente desprezível em comparação com procedimentos de digestão convencionais (BETTINELLI *et al.*, 1988; ANTES *et al.*, 2010).

Porém, este tipo de digestão permite apenas a utilização de massas de amostras normalmente pequenas, de até 500 mg, visto que todo o processo ocorre dentro de um frasco fechado, no qual podem se formar altas pressões resultante do aquecimento e da decomposição dos materiais. Embora estes sistemas possuam válvulas de alívio de pressão, amostras gordurosas, que liberam grande quantidade de gases, devem ser digeridas com atenção e cuidado (HOENING; KERSABLEC, 1996; BARIN *et al.*, 2012)

O aquecimento que proporcionam à mistura da amostra, com os ácidos reagentes, associado à alta pressão (que se forma no frasco fechado), levam a decomposições muito eficientes. Porém, para que o resultado da digestão seja mesmo adequado, uma série de conhecimentos e cuidados devem ser levados em consideração. Sabe-se que os diferentes materiais podem refletir, absorver ou não absorver as micro-ondas. E os líquidos geralmente absorvem a energia das micro-ondas modificando a rotação de dipolo e a condução iônica das suas moléculas constituintes (FLORES *et al.*, 2010; BARIN *et al.*, 2012).

Os equipamentos de digestão de amostras assistida por micro-ondas utilizam programas de aquecimento que monitoram temperatura e/ou potência em função do tempo, e existem dois tipos de sistemas que utilizam micro-ondas, os não focalizados e os focalizados (HOENING; KERSABLEC, 1996; OLIVEIRA, 2003).

Um aspecto importante a ser observado é o tempo de abertura dos frascos (ou vasos), após o término da digestão. Geralmente, os vasos são abertos depois que a temperatura do digerido volta a um valor próximo à temperatura ambiente, mas isso pode não ser suficiente devido ao equilíbrio envolvido entre os gases ou vapores do analito com a fase líquida para os diferentes analitos. Então, havendo evidências de perdas de analitos durante a digestão, o analista deve avaliar o tempo de espera e a temperatura para abertura dos vasos, o qual vai depender da amostra e dos analitos de interesse (BETTINELLI *et al.*, 1988; OLIVEIRA, 2003; BARIN *et al.*, 2012)

A desvantagem deste instrumento é por ele ser ainda de difícil acesso para muitos laboratórios devido ao seu alto valor aquisitivo, e por questão de segurança, pois este apresenta limitação do uso de pequenas massas de amostras, o que em alguns casos é um fator limitante para muitas análises (OLIZ *et al.*, 2016).

Na literatura encontra-se métodos de decomposição seca através da calcinação da amostra (AKINYELE; SHOKUNBI, 2015) ou mesmo decomposição úmida em sistemas abertos, como sistema com placas de aquecimento (LI *et al.*, 2009; SENGUPTA; DASGUPTA, 2009), aquecimento em banho-maria (CHATTERJEE *et al.*, 2010), em blocos digestores (BHATTACHARYA *et al.*, 2010; AKINYELE; SHOKUNBI, 2015).

A decomposição por via seca corresponde aos métodos de fusão e de combustão. A fusão é a decomposição de materiais inorgânicos que ocorre em elevadas temperaturas, mas à pressão ambiente (BETTINELLI *et al.*, 1988). Neste processo, a amostra é colocada em um cadinho (geralmente de porcelana ou platina) e a queima é realizada na presença de um fundente (hidróxidos de metais alcalinos, carbonatos e boratos) normalmente em fornos muflas, que

operam em temperaturas entre 400 e 500 °C. Ao final do processo, obtém-se como produtos óxidos e/ou carbonatos dos analitos, que são solúveis em água ou soluções ácidas (OLIVEIRA, 2003; BARIN *et al.*, 2012).

A fusão é normalmente aplicada quando se deseja determinar componentes majoritários da matriz e apresenta como principais vantagens o fato de ser eficiente para o preparo de amostras geológicas de difícil solubilização em ácidos e de ser aplicada para grandes quantidades de amostra, que ao final do procedimento de fusão podem ser solubilizadas em pequenos volumes de ácido (favorecendo a pré-concentração de analitos, quando necessário) (OLIVEIRA, 2003; FLORES *et al.*, 2010; BARIN *et al.*, 2012).

A combustão é a decomposição de materiais orgânicos em que a queima da amostra é realizada pelo oxigênio do ar, que atua como agente oxidante. Pode-se ainda utilizar aditivos durante a queima para evitar a perda de espécies voláteis. O produto dessa queima é um resíduo inorgânico, constituído de óxidos, silicatos, fosfatos e/ou sulfatos dos analitos e que são solúveis em ácidos diluídos. (FLORES *et al.*, 2010; BARIN *et al.*, 2012).

Assim como a fusão, a combustão aplica-se a grandes quantidades de amostra, as quais podem ser solubilizadas em pequenos volumes de ácido. Além disso, a combustão geralmente não necessita de reagentes além do oxigênio do ar, o que reduz contaminações (BETTINELLI *et al.*, 1988; BARIN *et al.*, 2012).

A decomposição seca pode fornecer decomposição incompleta, baixa recuperação de alguns elementos (HOENIG, 2001; VASSILEVA; QUÉTEL, 2004; WELNA *et al.*, 2015), e ainda demanda tempo e não é recomendada para elementos voláteis (HOENIG; DE KERSABIEC, 1996; VASSILEVA; QUÉTEL, 2004; FLORES *et al.*, 2008).

A digestão via úmida consiste na decomposição de compostos orgânicos e inorgânicos em seus elementos constituintes empregando ácidos minerais e aquecimento. Os ácidos minerais atuam na decomposição da fração orgânica da matriz da amostra e apresentam poder de oxidação de moderado a forte, dependendo do ácido (OLIVEIRA, 2003). Um exemplo importante de ácido oxidante é o ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>), que reage violentamente com material orgânico devido ao seu elevado poder de oxidação. Assim, o HClO<sub>4</sub> pode ser usado juntamente com outros ácidos, como o ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>), a fim de se evitar a formação de percloratos instáveis (responsáveis pelas explosões). O ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) também apresenta elevado poder oxidante, mas a cinética da reação com a amostra é lenta, logo é normalmente utilizado com outros ácidos a fim de que o processo como um todo possa ser otimizado (acelerado) (HOENING; KERSABLEC, 1996; BARIN *et al.*, 2012)..

O ácido fluorídrico (HF) promove principalmente a dissolução de materiais com sílica e aços, todavia é preciso muita cautela em sua utilização visto que causa queimaduras graves que não são facilmente percebidas, isto favorece que o ácido penetre pela pele e chegue aos ossos, causando muita dor e até mesmo a morte (HOENING; KERSABLEC, 1996; BETTINELLI *et al.*, 1988). O ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) é o ácido mineral oxidante mais utilizado pois suas soluções podem ser facilmente encontradas com elevada pureza e, os seus produtos de reação são geralmente nitratos metálicos solúveis em meio aquoso, além do seu poder oxidante ser moderado e pode ser usado em temperaturas elevadas (quando sob refluxo ou sistema fechado) (OLIVEIRA, 2003; FLORES *et al.*, 2010).

Pode-se utilizar diferentes ácidos, isoladamente, ou, uma mistura deles, o que é uma prática bastante comum. Alguns exemplos corriqueiros de combinação de ácidos são as misturas HNO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e HNO<sub>3</sub>/HCl. A adição de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> melhora a eficiência do ácido nítrico em vaso aberto por possibilitar o uso de temperaturas mais altas. Já a adição de HCl melhora a eficiência da digestão quando a amostra contém compostos inorgânicos ou constitui uma substância inorgânica (minerais e ligas metálicas, por exemplo) (HOENING; KERSABLEC, 1996; FLORES *et al.*, 2010).

Outra mistura bastante empregada é HNO<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> devido ao caráter oxidante do peróxido de hidrogênio. Além do aumento da eficiência da digestão, a grande vantagem desta mistura é que a água é um produto da decomposição, o que facilita o descarte dos resíduos (FLORES *et al.*, 2010). Pode ser realizada tanto em frascos abertos como em frascos fechados. Quando realizada em frascos abertos, além dos ácidos as digestões necessitam do emprego de banhos termostatizados (com ou sem agitação), chapas de aquecimento e blocos digestores. As principais vantagens da digestão em frasco aberto são a aplicação a todos os tipos de amostras, e a flexibilidade quanto à massa da amostra a ser utilizada. Porém exige supervisão constante do analista, consome grandes quantidades de reagentes, requer tempo elevado e favorece a perda de analitos voláteis (OLIVEIRA, 2003; BARIN *et al.*, 2012).

Recentemente vem se utilizando para a decomposição úmida, o uso de um sistema de refluxo (com dedo frio). Esse sistema apresenta-se como uma alternativa promissora na substituição dos métodos convencionais, já que reduz quantidade de reagentes e evita o risco de contaminação e perdas por volatilização, além de possuir menor custo (ORESTE *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2016).

Diferentes parâmetros como volume de ácido, quantidade de amostra usada, tempo e temperatura de decomposição usando o bloco digestor, podem afetar a eficiência de



decomposição de amostras com alto teor de compostos orgânicos. Esta eficiência na decomposição é um fator importante para deixar os analitos livres na solução, sem interferir ou perder analito e reagente por volatilização. Assim, a decomposição em sistema aberto com dedo frio tem sido explorada e muito utilizada para a determinação de EPT, principalmente os voláteis (OLIVEIRA *et al.*, 2016).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA ÁREA

O experimento foi implantado em junho de 2011, na área experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Pato Branco, localizado na Mesorregião Sudoeste Paranaense, sob coordenadas 26°10'33" S e 52°41'23" W (Figura 1).

**Figura 1** - Localização da área de estudo dentro da área experimental da UTFPR.



**Fonte:** Google Earth, 2018.

O clima é subtropical úmido do tipo Cfa, conforme classificação de Köppen com verões relativamente quentes, geadas pouco frequentes, com temperatura média no trimestre mais frio entre 13 a 14°C, e temperatura média no trimestre mais quente entre 24 a 25°C. As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, com tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, mas sem estação seca definida (ALVARES *et al.*, 2013).

O relevo é suave ondulado com 4% de declividade e o solo caracterizado como Latossolo Vermelho distrófico (EMBRAPA, 2013), textura muito argilosa (750 g kg<sup>-1</sup> de argila) cuja caracterização química inicial apresentada por Tabolka (2016) em seu trabalho anterior na mesma área está apresentada na Tabela 5.

**Tabela 5** - Características químicas do solo da área experimental, antes do início do experimento. UTFPR/Pato Branco, junho/2011.

Prof. cm	MO g dm <sup>-3</sup>	P mg dm <sup>-3</sup>	K	Ca	Mg cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Al	CTC	pH CaCl <sub>2</sub>	V %
0-2,5	70,6	24,4	0,63	5,6	3,0	0,08	15,7	4,9	58,9
2,5-5	66,1	19,7	0,48	4,7	2,7	0,21	15,0	4,7	52,0
5-10	62,2	16,5	0,36	4,0	2,2	0,47	14,5	4,6	44,4
10-20	52,2	7,1	0,30	3,2	1,8	0,48	11,8	4,5	42,8

MO: matéria orgânica (Walkley-Black); P e K: fósforo e potássio disponíveis (Mehlich-1); Ca, Mg e Al: cálcio, magnésio e alumínio trocáveis (KCl 1M); CTC: capacidade de troca de cátions à pH 7; V: saturação por bases.

Fonte: TABOLKA (2016).

## 3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

### 3.2.1 PRIMEIRA FASE (2011 – 2014)

Na primeira fase do experimento, entre 2011 e 2014, o delineamento experimental adotado foi em blocos ao acaso, com parcela subdividida e quatro repetições, totalizando 64 unidades experimentais, cada uma medindo 25 m<sup>2</sup> (5 m x 5 m).

As parcelas principais envolviam quatro períodos de aplicação da cama de aviário, 0, 15, 30 e 45 dias antes da semeadura da cultura de inverno. Nas subparcelas eram aplicadas quatro doses de cama de aviário, 0, 4, 8 e 12 t ha<sup>-1</sup> (base úmida). Importante destacar que essas doses eram aplicadas anualmente, apenas uma vez por ano, sempre antecedendo a cultura de inverno. Nesses primeiros quatro anos a sucessão de cultivos foi trigo (inverno) / soja ou feijão (verão).

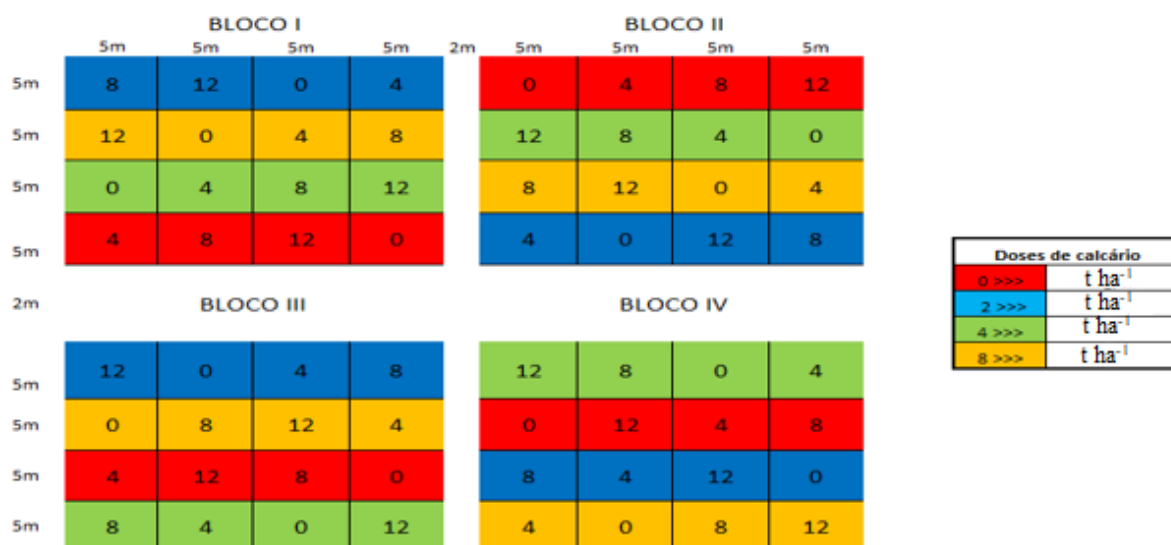
Devido ao fato de não se obter respostas significativas às épocas de aplicação e o solo da área experimental começar a apresentar problemas com acidificação, a partir de 2015 o protocolo experimental foi modificado onde as diferentes épocas de aplicação de cama de aviário foram substituídas por quatro doses de calcário, conforme descrito a seguir.

### 3.2.2 SEGUNDA FASE (2015 – ATUAL)

A partir do inverno de 2015, com a mudança do protocolo experimental, o experimento passou a ser conduzido no delineamento de blocos ao acaso com parcela subdividida, mantendo a mesma configuração anterior com as quatro repetições, tão somente mudando o tratamento aplicado nas parcelas principais.

As parcelas principais (5 m x 20 m) passaram a ser constituídas por quatro doses de calcário dolomítico (PRNT 82%), aplicadas a lanço, em superfície, no dia 09/05/2015, nas doses correspondentes a 0, 2, 4 e 8 t ha<sup>-1</sup>. Esse tratamento foi aplicado uma única vez, não se repetindo nos anos posteriores. Nas subparcelas (5 m x 5 m) foram mantidos os mesmos tratamentos envolvendo as quatro doses de cama de aviário, 0, 4, 8 e 12 t ha<sup>-1</sup> (base úmida), aplicadas anualmente antecedendo a cultura de inverno. (Figura 2).

**Figura 2** - Croqui da área experimental, a partir da segunda fase do experimento (2015 – atual). Parcelas principais, em diferentes cores (doses de calcário) aplicadas em 2015. Os números, dentro de cada unidade experimental, representam as subparcelas (cama de aviário).



Entre 2015 a 2019, a sucessão de cultivos foi trigo/soja (2015/16), aveia/milho (2016/17), aveia/milho (2017/18) e aveia/milho (2018/19). As avaliações realizadas e estudadas nesse trabalho se referem apenas as safras 2017/18 e 2018/19.

### 3.3 OBTENÇÃO DA CAMA DE AVIÁRIO

A cama de aviário é coletada em granja de produção de frangos de corte voltados para a exportação, na comunidade de Passo da Pedra, Pato Branco, PR. Formada por maravalha, esterco de aves, restos de ração e penas de aves e, em geral, abriga de 12 a 18 lotes de frangos de engorda com 21 dias cada lote. Para esterilização da cama de aviário entre cada lote o produtor fez uso de cal virgem (CaO) na proporção de 200 g m<sup>-2</sup>, espalhado em superfície e incorporado com escarificador mecânico. Ao término dos lotes de produção a cama era diretamente coletada no aviário e transportada, *in natura*, para a área experimental a fim de serem aplicadas nas doses previstas.

Amostras de cama de aviário foram levadas ao laboratório para secagem, destorroadas e moídas com almofariz e pilão e passadas em peneira de 0,5 µm. Foi realizada a caracterização química, com percentual de massa da matéria seca de 80 %, envolvendo a presença de alguns macronutrientes e elementos potencialmente tóxicos (Tabela 6).

**Tabela 6** - Composição química média da cama de aviário utilizada nos dois anos do experimento (safras 2017/2018 e 2018/2019).

Ano	N	P	K	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	g kg <sup>-1</sup>			mg kg <sup>-1</sup>					
2017	28,1	16,9	47,6	2,80	0,31	14,59	276,13	11,80	346,39
2018	23,8	15,0	31,4	2,80	0,45	16,85	280,37	13,44	337,96

Para fim de quantificação dos EPT aplicados a cada dose utilizada de cama de aviário ao longo dos 8 anos de adubação, foi realizado o cálculo da concentração de cada elemento em relação a adubação durante toda a aplicação (Tabela 7).

**Tabela 7** – Concentração dos elementos potencialmente tóxicos em relação as doses de cama de aviário aplicadas durante os oito anos de experimento.

Concentração de cama de aviário aplicada ao longo de oito anos	t ha <sup>-1</sup>			
	0	32	64	96
Concentração de EPT para cada dose de cama de aviário aplicada ao longo de oito anos	mg kg <sup>-1</sup>			
As	0	89,6	179,2	268,8
Cd	0	14,4	28,8	43,2
Cr	0	539,2	1.078,4	1.617,6
Cu	0	8.971,8	17.943,4	26.915,5
Ni	0	430,1	860,1	1.290,2
Zn	0	10.814	21.629,4	32.444,1

### 3.4 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO (SAFRAS 2017/2018 E 2018/2019)

Nesses dois anos agrícolas a sucessão de cultivos foi aveia/milho. Como dito anteriormente, apenas era reaplicada, anualmente, as respectivas doses de cama de aviário, imediatamente antes do cultivo da aveia.

Na Tabela 8 é apresentado um resumo de todo o histórico do experimento, incluindo os diferentes cultivos em cada ano agrícola e os tratamentos aplicados.

**Tabela 8** - Histórico de aplicação dos tratamentos e de cultivos no período de 2011 – 2019.

Safras	Tratamentos		Cultivos	
	Parcela	Subparcela	Inverno	Verão
2011/2012	Épocas de aplicação	Doses de cama de aviário	Trigo	Soja
2012/2013	Épocas de aplicação	Doses de cama de aviário	Trigo	Soja
2013/2014	Épocas de aplicação	Doses de cama de aviário	Trigo	Feijão
2014/2015	Épocas de aplicação	Doses de cama de aviário	Trigo	Soja
2015/2016	Doses de calcário	Doses de cama de aviário	Trigo	Soja
2016/2017	-	Doses de cama de aviário	Aveia	Milho
2017/2018	-	Doses de cama de aviário	Aveia	Milho
2018/2019	-	Doses de cama de aviário	Aveia	Milho

Em 2017, a cama de aviário foi aplicada no dia 05/05/2017 e a aveia preta, cultivar IAPAR 61, foi semeada no dia 12/05/2017, no sistema plantio direto, utilizando 60 kg ha<sup>-1</sup> de sementes. A coleta da biomassa aérea da aveia ocorreu no dia 15/09/2017 (pleno florescimento).

A semeadura do milho ocorreu no dia 17/10/2017, no sistema plantio direto, usando o híbrido Pioneer 30F53 VYH, com espaçamento entre linhas de 0,70 m e densidade de 85.000 plantas por hectare. Não foi usada qualquer tipo de adubação e a colheita do milho ocorreu no dia 05/04/2018.

Após a dessecação da área experimental, com o intuito de controlar espécies invasoras que emergiram após a colheita do milho, fez-se nova aplicação da cama de aviário, desta feita no dia 16/06/2018, nas doses anteriormente descritas. Ato contínuo, em 18/06/2018, foi novamente semeada a aveia preta, cultivar IAPAR 61, na densidade de semeadura de 80 kg ha<sup>-1</sup> de sementes, com espaçamento de 0,17 m entre linhas. No pleno florescimento da aveia,

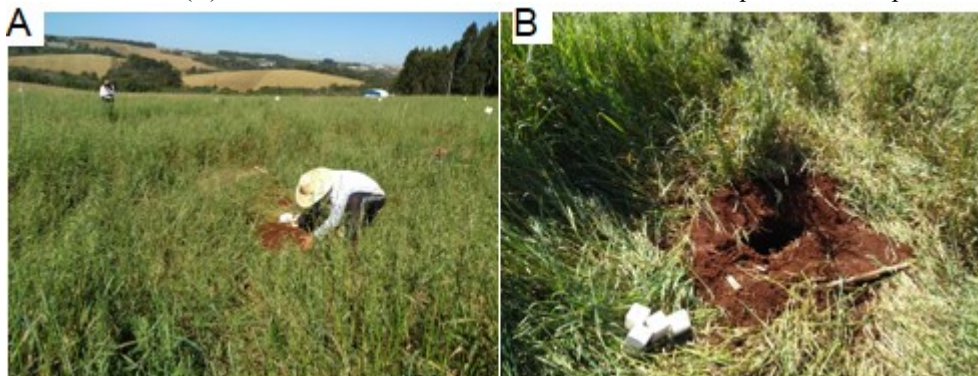
21/09/2018, realizou-se a coleta para obtenção da produção de massa da matéria seca da parte aérea

A nova semeadura do milho, Pioneer 30F53 VYHR, ocorreu no dia 05/10/2018, com espaçamento de 0,70 m entre linhas e densidade de 80.000 plantas por hectare. A colheita do milho ocorreu no dia 28/03/2019.

### 3.5 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE SOLO

Sempre antecedendo a semeadura do milho, no mês de setembro nos dois anos agrícolas (2017 e 2018), foram coletadas amostras simples do solo, ou seja, apenas uma amostra de cada profundidade, sendo quatro profundidades diferentes (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm). Até os primeiros 20 cm as amostras foram retiradas com o auxílio de uma pá de corte e, a partir daí, usando um trado holandês (Figura 3).

**Figura 3** - Coleta das amostras de solo. (A) Vista do experimento durante a coleta na área experimental antes da retirada da aveia. (B) Local de coleta das amostras dentro de uma das parcelas do experimento.



Após coletadas, as amostras foram armazenadas em caixas de papelão e posteriormente foram levadas ao Laboratório de Horticultura da UTFPR (Universidade Tecnológica Federal do Paraná), Câmpus Pato Branco, para secagem ao ar, em caixas de papelão devidamente identificadas.

As amostras de solo foram destorroadas e moídas com almofariz e pilão em fragmentos pequenos o suficiente para passar por uma peneira de 0,5  $\mu\text{m}$ , e depois de peneiradas, foram armazenadas para digestão e caracterização química no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UTFPR, Pato Branco – Paraná (Tabela 9).

**Tabela 9** - Caracterização química de solo quanto aos teores médios dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn do tratamento controle, sem adição de doses de calcário e de cama de aviário, e pH controle e com adição máxima de doses de cama de aviário e doses máximas de calcário, para as coletas nos anos de 2017 e de 2018.

Profundidade Cm	Elementos mg kg <sup>-1</sup>						pH CaCl <sub>2</sub>	
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Controle	Dose máx.
Setembro/2017								
0 – 10	9,60	0,81	53,26	56,44	9,74	44,71	4,27	5,01
10 – 20	14,32	0,71	43,14	77,50	16,53	42,21	4,47	4,60
20 – 40	14,45	0,75	45,84	78,33	17,09	43,03	4,49	4,56
40 – 60	12,85	0,69	42,74	78,96	16,78	43,70	4,47	5,14
Setembro/2018								
0 - 10	10,51	0,92	41,19	68,26	9,63	43,29	4,53	5,38
10 - 20	12,36	0,85	42,87	67,01	9,70	48,75	4,46	4,49
20 - 40	13,83	0,80	42,14	72,58	11,18	40,35	4,57	4,65
40 - 60	9,60	0,82	45,32	52,99	8,79	40,54	4,49	4,70

### 3.6 DESCRIÇÃO METODOLÓGICA PARA QUANTIFICAÇÃO DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

#### 3.6.1 VIDRARIAS, REAGENTES E ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Todas as vidrarias e materiais, tais como, funis de vidro, pipetas, tubos Falcon, provetas, bastão de vidro, Becker e frascos de PP (polipropileno), empregados na digestão e armazenamento das amostras de solo e cama de aviário foram previamente lavados, em seguida foram desmineralizados em um banho de HNO<sub>3</sub> 10 % (v/v) durante 48 horas. Após foram enxaguados com água ultrapura e secos ao ar.

Os reagentes empregados na digestão das amostras de solo e cama de aviário foram o Ácido nítrico HNO<sub>3</sub> 65% (v/v) PA e o Peróxido de hidrogênio H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% (v/v) PA, e para a quantificação dos elementos As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, foram preparadas curvas de calibração utilizando a solução analítica multielementar.

Estes elementos, As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, foram escolhidos devido à presença destes em estudos nos anos anteriores na mesma área, bem como em análise preliminar dos elementos presentes em amostras de solo e também para comparação com dados da legislação brasileira do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) Resolução nº 420.

### 3.6.2 OTIMIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE DIGESTÃO DAS AMOSTRAS

A metodologia proposta por Melo e Silva (2008), adaptou a digestão tradicional nítrico-perclórica descrita por Tedesco *et al.*, (1995), com isso foram realizadas algumas modificações a esta metodologia como o uso de peróxido de hidrogênio  $H_2O_2$  devido ao seu caráter oxidante. Não se utilizou metodologias tradicionais para que fosse possível desenvolver uma metodologia menos onerosa e de fácil replicação em qualquer laboratório.

O procedimento I consistiu no uso de 100 mg de amostra e então adicionado 3 mL de  $H_2O_2$ , com repouso por 15 h, depois adicionados 5 mL de  $HNO_3$  e levada as amostras para digestão em bloco com temperatura até  $150\text{ }^\circ\text{C}$  até restar cerca de 1 mL. Esse processo teve o tempo de 2 a 3 h. Depois resfriou-se as amostras e adicionou-se 2 mL de  $HClO_4$ . Funis de vidro foram utilizados nas extremidades superiores dos tubos para o refluxo dos gases e vapores e os tubos distribuídos ao acaso para variação de temperatura dentro do bloco.

Não obtendo resultados satisfatórios, decidiu-se inverter a ordem dos ácidos, e para o procedimento II, utilizou-se 100 mg de amostra, adicionado 5 mL de  $HNO_3$ , com repouso por 15 h, depois adicionados 3 mL de  $H_2O_2$  e levada as amostras para digestão em bloco com temperatura até  $150\text{ }^\circ\text{C}$  até restar cerca de 1 mL, depois resfriou-se as amostras e adicionou-se 2 mL de  $HClO_4$ .

Esse procedimento também apresentou resultados insatisfatórios, e assim uma nova adaptação foi realizada. Para o procedimento III, pesou-se 100 mg de amostra, adicionou-se 6 mL de  $HNO_3$ , com repouso por 15 h, depois levada as amostras para digestão em bloco com temperatura de  $90\text{ }^\circ\text{C}$  por 30 minutos, não sendo suficiente para redução do líquido, aumentou-se a temperatura para  $120\text{ }^\circ\text{C}$  até restar aproximadamente 1 mL, deixou-se resfriar e adicionou-se 1 mL de  $H_2O_2$  voltando ao aquecimento à  $180\text{ }^\circ\text{C}$  por 2 h, depois de resfriado, adicionou-se ainda 5 mL de água destilada. Verificando que não ocorreu digestão das amostras, pela coloração escura e grande quantidade de resíduos escuros também ao fundo do tubo digestor, optou-se pela metodologia de OLIZ *et al.*, (2016).

Os procedimentos II e III, em geral variaram quanto à ordem e quantidade dos ácidos empregados e temperaturas de digestão. Contudo, apresentaram resultados insatisfatórios, se comparados ao procedimento IV.

Após otimização de todas as condições, quantidade de amostra, tempo de digestão e quantidade de ácidos, a metodologia proposta neste trabalho é adaptada de Oliz *et al.*, (2016) que consiste no procedimento IV, empregando 50,0 mg de amostra e 6,0 mL de



HNO<sub>3</sub> P.A. em tubo de digestão. Em seguida estes foram distribuídos ao acaso no bloco digestor e submetidos ao aquecimento à 145 °C, por 45 min., utilizando um funil como sistema de refluxo de gases (dedo frio), em cada tubo. Depois de resfriados os tubos, foram adicionados 2,5 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, retornando ao aquecimento à 145 °C em bloco digestor por mais 15 min, totalizando um tempo de digestão final de 1 h. Após resfriado, a solução resultante foi filtrada em papel filtro quantitativo faixa azul, transferida para frasco do tipo Falcon, e o seu volume completado até 7 mL com água ultra pura.

Essa metodologia não dissolve o conteúdo total dos metais nos solos, pois para teores totais, as aberturas envolvem ácido fluorídrico (HF) que é efetivo na dissolução de silicatos, porém devido a sua periculosidade, assume-se que as frações não dissolvidas são irrelevantes em termos de biodisponibilidade.

Até a realização da análise das amostras no espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (VARIAN, Agilent 720 – ES), os tubos foram armazenados sob refrigeração.

### 3.6.3 QUANTIFICAÇÃO DOS TEORES PSEUDOTOTAIS DE As, Ni, Cd, Cr, Cu E Zn.

A determinação analítica dos teores pseudototais de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn foi realizada empregando um espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (VARIAN, Agilent 720 – ES) pertencente ao laboratório de mineralogia do solo, do setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Antes da leitura das amostras foi realizada a calibração do equipamento. Os comprimentos de onda utilizados foram 188,9 nm; 214,4 nm; 267,7 nm; 327,3 nm; 231,6 nm e 213,8 nm para As, Cd, Cr, Cu, Ni, e Zn, respectivamente. O limite mínimo de detecção foi de 0,01 mg L<sup>-1</sup> até o máximo de 1 mg L<sup>-1</sup> para cada elemento.

A curva analítica foi preparada a partir da solução multielementar contendo de 0,1 a 1000 mg L<sup>-1</sup> de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn de cada analito no mesmo meio de preparação de amostra.

## 3.7 AVALIAÇÃO DA EXATIDÃO DO MÉTODO PROPOSTO

A fim de verificar a exatidão do procedimento proposto para a digestão de amostras de solo e cama de aviário, especialmente para determinação de As, Ni, Cd, Cr, Cu e

Zn, foram utilizadas amostras certificadas do solo da cidade de Mariana MG que possuem os mesmos EPT analisados neste trabalho, além destes solos certificados também terem sido analisadas pelo ICP e seus teores serem conhecidos.

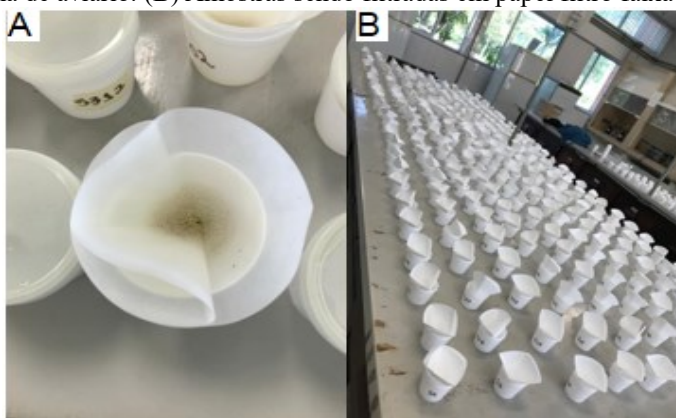
Estas amostras foram fornecidas pela Universidade Federal do Paraná - UFPR e juntamente com as amostras de solo e cama de aviário deste trabalho, também foram digeridas com a mesma metodologia proposta. Todos os analitos foram quantificados por ICP-OES, e os resultados foram expressos como porcentagem de recuperação em relação aos valores certificados.

A análise do material de referência certificado foi realizada com o objetivo de validar os resultados encontrados e testar a metodologia realizada, sem avaliar qualquer comparação pois são solos distintos. Além de ainda avaliar as perdas do analito ou contaminações da amostra durante a digestão segundo a metodologia proposta.

### 3.8 DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn NAS AMOSTRAS DE SOLO E CAMA DE AVIÁRIO

Para a determinação dos elementos potencialmente tóxicos (As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn), após a digestão, as soluções foram filtradas em papel filtro faixa azul, para retirada de qualquer substância que obstruísse o capilar na hora da leitura (Figura 4).

**Figura 4** - Amostras em processo de filtragem. (A) Filtro contendo restos não digeridos das amostras de solo e cama de aviário. (B) Amostras sendo filtradas em papel filtro faixa azul.



Foram analisadas 512 amostras de solo e 6 amostras de cama de aviário em espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (VARIAN, Agilent 720 – ES).

Para certificar a qualidade das análises, durante a leitura os brancos foram colocados antes das amostras e depois de cada grupo de 28 amostras. Os teores apresentados pelo equipamento consistem nos valores em  $\text{mg L}^{-1}$ , sendo estes multiplicados pelo fator de diluição e diminuídos dos valores do branco conforme Equação 1.

$$\text{VF (mg kg}^{-1}\text{)} = \text{L (mg L}^{-1}\text{)} \times \text{FD (mL g}^{-1}\text{)} - \text{B (mg L}^{-1}\text{)} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que: VF = valor final      L = leitura      FD = fator de diluição      B = branco

### **3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

Para a otimização das melhores condições para decomposição ácida na digestão das amostras com sistema de refluxo, foi realizado testes preliminares e investigação na literatura considerando o volume de  $\text{HNO}_3$ , volume de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , tempo de decomposição e temperatura do bloco.

Para os dados dos teores pseudototais dos EPT no solo com doses de cama de aviário e calcário a análise de variância seguiu o modelo em parcelas subdivididas. Na ausência de significância da interação calcário x cama de aviário sobre as variáveis estudadas, os efeitos principais da calagem e da cama de aviário foram discutidos separadamente, utilizando-se a média dos tratamentos. Mediante análise de regressão foram ajustadas equações aos dados obtidos em função das doses de calcário e de cama de aviário utilizadas. As análises estatísticas foram executadas por meio do programa SISVAR (FERREIRA, 2008).

Os valores médios obtidos para os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn das 512 amostras foram tratados estatisticamente também por meio da análise de componentes principais (PCA), utilizando o software Pirouette versão 4.0 (Infometrix, Seattle, Washington, USA).

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 OTIMIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE DIGESTÃO**

A escolha da metodologia para a digestão uma amostra de solo ou com material orgânico, é um fator decisivo para o bom desenvolvimento da análise, e dar-se-á em função de

vários fatores, dentre eles, disponibilidade de reagentes e equipamentos, emprego de menor quantidade de reagente e menor geração de resíduos (SILVA, 2018).

O teor de elementos potencialmente tóxicos em solos pode ser determinado por meio de extração sequencial ou seletiva, digestão pseudototal (total recuperável ou digestão parcial), e digestão total, utilizando-se diferentes misturas ácidas e aquecimento no processo de solubilização desses elementos potencialmente tóxicos no solo.

Recentemente vem se utilizando para a decomposição ácida de diversas matrizes o uso de um sistema de refluxo (com dedo frio). Esse sistema apresenta-se como uma alternativa promissora na substituição dos métodos convencionais, já que reduz quantidade de reagentes e evita o risco de contaminação e perdas por volatilização, além de possuir menor custo (OLIZ *et al.*, 2016).

Para comprovar a exatidão do método proposto nesse trabalho, como consta no procedimento IV, os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, foram determinados e expressos em porcentagem de recuperação entre os resultados já conhecidos dos solos certificados com os valores encontrados utilizando a metodologia proposta (Tabela 10).

Os resultados mostram que nos elementos As, Ni e Cd foram encontrados baixos valores de desvio padrão, inferiores a 10%, o que evidencia uma boa precisão dos resultados, enquanto os elementos Zn, Cr e Cu, apresentaram desvio padrão mais alto que os outros elementos, evidenciando que os dados possuem uma ampla gama de valores, mas ainda indicando qualidade dos resultados.

**Tabela 7** – Teores certificados de As, Ni, Cd, Cr, Cu, e Zn, e teores determinados segundo a metodologia proposta para as amostras certificadas.

Elementos	Valores certificados (mg kg <sup>-1</sup> )	Valores determinados de	% de recuperação
		acordo com a metodologia proposta (mg kg <sup>-1</sup> )	
		Médias ± desvio	Médias
Arsênio	5,7 ± 4,3	5,4 ± 3,3	96
Níquel	13,8 ± 7,1	15,0 ± 9,7	115
Cádmio	0,1 ± 0,2	0,7 ± 0,1	700
Cromo	51,0 ± 28,3	51,1 ± 28,9	100
Cobre	23,8 ± 13,6	24,1 ± 11,2	101
Zinco	74,1 ± 63,6	77,1 ± 61,4	104

Foi possível verificar a eficiência do uso da metodologia proposta utilizando o dedo frio. Essa eficiência no processo pode ser atribuída à zona de baixa temperatura no dedo frio, proporcionando a condensação dos vapores gerados, aumentando a capacidade de

decomposição sem a necessidade de reposição dos ácidos, além do alívio de pressão, diminuindo ou anulando qualquer risco de explosão, tornando-se um método mais seguro ao analista.

Os resultados obtidos mostraram credibilidade a técnica empregada no procedimento IV, pois foi verificado que a metodologia de digestão da amostra, empregando  $\text{HNO}_3$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$  e aquecimento a  $145^\circ\text{C}$ , proporcionou boa recuperação, entre 96 e 115 %, para o As, Ni, Cr, Cu e Zn, em relação aos valores certificados. Esse resultado indica que a metodologia adotada apresenta boa exatidão.

Apenas para o elemento Cd, a recuperação ficou acima de 100 %, que possivelmente teve interferência de outros minerais na recuperação, principalmente quando em concentrações baixas do valor determinado e valor certificado, como no caso das amostras que foram de  $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$  para o valor determinado e  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  para o valor certificado, por possíveis problemas laboratoriais como a contaminação do material utilizado na digestão.

Na comparação entre métodos de digestão para a determinação de metais em tecido animal, Butik *et al.*, (2018) obtiveram 150 % de recuperação para Zn e também atribuíram esse resultado a possível contaminação durante o processo de digestão.

Oliz *et al.*, (2016) ao aplicar a metodologia para determinação de Cu, Fe, Na e Zn em amostras de cinzas, obteve uma recuperação que variaram entre 92,7 a 104,7%, muito próximo da porcentagem de recuperação encontrada nesse trabalho.

A metodologia adotada sugere que apesar de não ser capaz de dissolver os silicatos, e apresentar resíduo de fundo (Figura 5), esta foi eficiente para solubilizar metais ligados aos constituintes orgânicos, uma vez que os valores de recuperação se aproximam do valor total.

**Figura 5** - Resíduos de fundo nos tubos de digestão das amostras.



Para a dissolução total é necessário o uso de HF combinado com ácidos concentrados e aquecimento. Entretanto, o uso de HF em rotinas de laboratório não é recomendado, devido aos riscos de acidentes, por se tratar de ácido altamente corrosivo e que requer cuidados no manuseio (ZHELJAZKOV; WARMAN, 2002; HSEU, 2004).

Segundo os autores Diaz-Barrientos *et al.*, (1991), deve-se levar em conta a periculosidade da metodologia e assumir que as frações não dissolvidas são irrelevantes em termos de biodisponibilidade desses elementos.

Não existe apenas uma metodologia que seria considerada a mais adequada do ponto de vista da extração dos metais da sílica, que é, em última análise, a base do solo. Ácidos minerais (fluorídrico, perclórico, sulfúrico, nítrico e clorídrico) têm sido largamente utilizados para a extração simultânea de um grande número de metais em solos (BOCK, 1979).

A eficiência de cada método varia muito de acordo com o elemento que se pretende determinar e com a composição do solo. A maioria dos métodos não dissolve o conteúdo total dos metais nos solos e as aberturas envolvendo HF são as mais efetivas na dissolução de silicatos, liberando para a solução os metais ligados ao retículo cristalino (DIAZ-BARRIENTOS *et al.*, 1991).

Porém, os perigos decorrentes da manipulação de HF levam muitos analistas envolvidos em análises de rotina a testar outras técnicas que, apesar de menos efetivas, são mais fáceis e menos perigosas quando se está trabalhando com um grande número de amostras.

Uma alternativa ao uso do HF é a utilização de misturas ácidas envolvendo a presença de ácidos concentrados como HCl, HNO<sub>3</sub>, além de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, reagentes estes que se utilizados de forma conjunta promovem remoção parcial dos metais ligados a alguns silicatos não passíveis de troca no solo, onde esse tipo de mistura é denominada de extração pseudototal (SHARAMEL, 2000; SOUZA *et al.*, 2015).

Os extratores ácidos mais utilizados na dissolução de amostras de solos e plantas são o ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>), ácido clorídrico (HCl), ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>), ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), e ácido fluorídrico (HF), além do peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), considerado forte agente oxidante (ALLOWAY, 1995; TEDESCO *et al.*, 1995; ABREU *et al.*, 2002).

Uma metodologia com técnicas de análises de solo adequadas envolve requisitos como baixo custo, reprodutibilidade e facilidade de adaptação dos procedimentos laboratoriais apresentando uma alta correlação entre o teor de metal extraído e o absorvido pela planta (ROCA; POMARES, 1991).

Por este motivo, é de grande importância testar metodologias para adaptar as rotinas laboratoriais, seja por motivos de tempo, por emprego de menor quantidade de reagente e menor geração de resíduos, e também pela falta de recursos ou aparelhos em laboratórios das universidades.

#### 4.1.1 COMPARAÇÃO ENTRE OS PROCEDIMENTOS AVALIADOS

O procedimento I, empregado inicialmente neste trabalho, foi o proposto por Melo e Silva (2008). Os autores empregaram materiais orgânicos coletados em municípios do sul de Minas Gerais, como amostras de lodos de esgoto, esterco de aves, suíno, codorna e bovino, composto orgânico, além de substrato orgânico e material húmico comerciais. Os autores adaptaram a digestão nítrico-perclórica descrita por Tedesco *et al.*, (1995), e obtiveram ao final do procedimento soluções que apresentaram coloração transparente, sem sinais visíveis de material residual. Os resultados obtidos indicaram que o procedimento proposto foi eficiente para a decomposição e recuperação em comparação as amostras padrões (certificadas) NIST SEM 1573a de 85 a 90%.

O mesmo procedimento foi então testado neste estudo com duas quantidades de amostra, 50 e 100 mg, tanto para a cama de aviário quanto para os solos, contudo, houve insucesso na digestão, pois muitas amostras secaram sem completar a digestão e outras apresentaram material residual no fundo do frasco, além da solução apresentar coloração amarelo escuro, como mostrada na Figura 6.

**Figura 6** - Amostras após procedimento, sem digestão completa, com coloração amarelo escuro e resíduos no fundo dos frascos.



Melo e Silva (2008), quando testaram a digestão com água-régia, os extratos obtidos apresentaram uma coloração amarelada, e também foi possível perceber a presença de resíduos sólidos no fundo dos tubos de digestão. Isso indicou que não houve uma abertura

completa da matriz orgânica provavelmente devido à presença de óxidos.

Nesse caso, apesar de a água-régia não ser considerada fornecedora dos teores totais desses elementos, admite-se que ela forneça uma estimativa razoável do máximo que pode passar para a fase disponível para a planta ou ser lixiviado para as águas subterrâneas (DIAZ-BARRIENTOS *et al.*, 1991).

O procedimento proposto neste trabalho, foi então uma adaptação a metodologia de Oliz *et al.*, (2016), denominado de procedimento IV, que consistiu no emprego de HNO<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para a digestão, e na inclusão de funis de vidro como dedo frio, que impedem a volatilização e perda de elementos voláteis. Tais alterações aumentaram a eficiência do procedimento de digestão e apresentaram uma solução clara com pouco resíduos de fundo.

Outros procedimentos (II e III) foram realizados para a digestão das amostras de solo, e em geral variaram quanto à ordem e quantidade dos ácidos empregados e tempos de digestão. Contudo, não são apresentados devido apresentarem resultados insatisfatórios, se comparados ao procedimento IV.

A partir dos resultados obtidos, o procedimento IV foi então adotado para a decomposição das 512 amostras de solos coletadas durante os dois anos de experimento.

Essa metodologia não promoveu a dissolução completa das amostras, uma vez que a abertura total envolve o emprego do HF que é efetivo na dissolução de silicatos, porém devido a sua periculosidade, assume-se que as frações não dissolvidas são irrelevantes em termos de biodisponibilidade.

## **4.2 TEORES PSEUDOTOTAIS DOS ELEMENTOS As, Ni, Cd, Cr, Cu, Zn POTENCIALMENTE TÓXICOS NO SOLO COM A CAMA DE AVIÁRIO E DOSES DE CALCÁRIO.**

Para os solos adubados com cama de aviário e sob aplicação de calcário coletados nos anos de 2017 e 2018 nas profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), foram quantificados os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn.

Para o As no solo (Tabela 11), na profundidade de 20 – 40 cm no ano de 2017, houve significância ( $p \leq 0,01$ ) quando da aplicação de cama de aviário, e significância ( $p \leq 0,05$ ) na profundidade de 40 – 60 cm quando da aplicação de cama de aviário e também quando da aplicação das doses de calcário.

Nas camadas 0 - 10 cm e 10 – 20 cm desse mesmo ano, o As não diferiu



estatisticamente em relação a aplicação das doses de cama de aviário, doses de calcário e da interação entre eles.

No ano de 2018, houve diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) para o As apenas na profundidade 40 – 60 cm, quando da aplicação de cama de aviário. Para as demais profundidades, esse elemento não diferiu estatisticamente.

O As, geralmente encontra-se presente com o oxigênio em compostos formando arsenato e por ser de caráter aniônico, tende a ter menor adsorção nas camadas superiores do solo, onde encontra-se a maior quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente mais cargas negativas (PENHA, 2011).

A cama de aviário pode acarretar em concentrações elevadas dos teores de P no solo. Os solos adubados com cama de aviário tendem a ter aumentos exagerados nos teores de P, com acúmulo nas camadas superficiais (SANTOS *et al.*, 2008). As características do solo da área experimental em relação ao P antes do início deste experimento (Tabela 5), já demonstravam teores elevados de P para solos de textura muito argilosa (NEPAR-SBCS, 2019), especialmente nos primeiros 10 cm do solo.

O As e o P por exibirem similaridade química, competem diretamente nos processos de adsorção no solo. A imobilização tanto do As quanto do P acontece por meio da sorção e troca iônica e diante dessa competitividade aniônica, a concentração de P é mais elevada quando comparada ao As (CAMPOS, 2001).

Campos (2001) em um estudo com a intenção de verificar o efeito do P sobre a adsorção de As em solo argiloso, identificou que o aumento de P reduz a adsorção de As, evidenciando que estes ânions competem entre si pelos mesmos sítios de adsorção. Isso justificaria a não significância nas primeiras camadas de solo, pois os solos estudados possuem P e MO em maiores quantidades nos primeiros centímetros do solo, conforme também demonstrado por Tabolka (2016) que, em seu estudo no mesmo local, observou teores de P próximos a  $100 \text{ mg dm}^{-3}$ , na camada de 0-2,5 cm, já no primeiro ano da aplicação (2011) da maior dose de cama de aviário ( $12 \text{ t ha}^{-1}$ ).

Em relação ao Cd no ano de 2017 (Tabela 11), houve diferença significativa pelo teste F ( $p \leq 0,05$ ) apenas na profundidade 20 – 40 cm, quando da aplicação de cama de aviário. Nas demais profundidade, não houve diferença significativa.

Para o ano de 2018 foi encontrado diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) sobre o Cd na interação calcário e cama de aviário, quando na profundidade 10 – 20 cm. Nas demais profundidades, esse elemento não diferiu estatisticamente.

A calagem influencia diretamente os nutrientes no solo, e o aumento do pH, promovido pela calagem, favorece a adsorção de Cd, pelo fato do pH ser o atributo que mais influencia o comportamento de Cd no solo (PIERANGELI *et al.*, 2003; MELLIS; CRUZ; CASAGRANDE, 2004; JORIS *et al.*, 2012).

O Cd é fracamente adsorvido pela matéria orgânica em pH inferior a 6,0 e sua mobilidade facilitada em meio ácido (NOGUEIRA, 2012).

Solos adubados com cama de aviário tem aumento em média de 70% de teor de matéria orgânica nas camadas superficiais, até 20 cm (MITCHELL; TU, 2006; PENÃ, 2010).

Pelo fato de maiores teores de matéria orgânica serem encontrados nas camadas superficiais, e pelo pH dos solos (Tabela 9), não ter sido superior a 6,0, mesmo nas primeiras camadas, com pH de 5,3 nas maiores doses de cama de aviário e doses de calcário, isso pode ajudar a justificar a não significância nas camadas superficiais (0 – 10 cm) e possivelmente pela sua mobilidade facilitada, a interação nas camadas 10 – 20 cm e a significância nas camadas de 20 – 40 cm.

**Tabela 8** - Análise de variância para os elementos As e Cd nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.

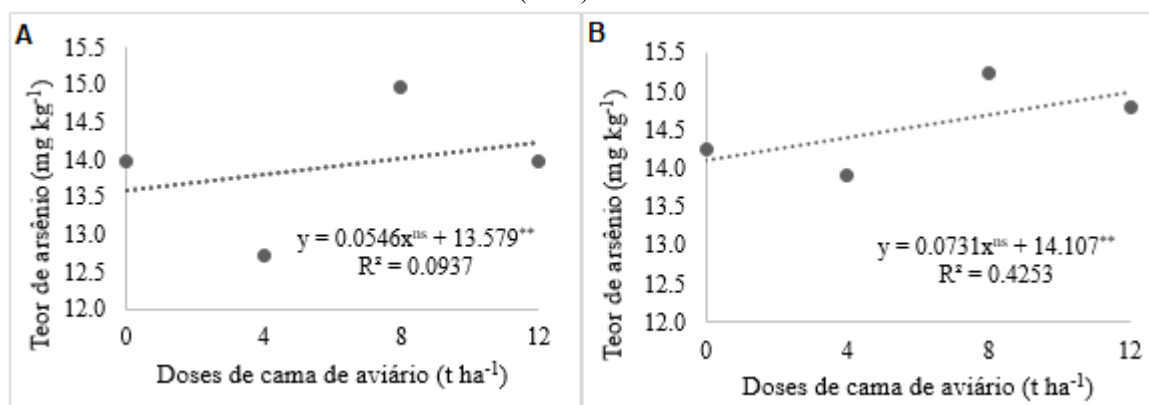
		QM 2017							
FV	GL	As				Cd			
		0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60	0 – 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60
Bloco	3	10.113	3.102	7.394	2.692	0.043	0.531	0.113	0.284
Calcário	3	4.757 <sup>ns</sup>	11.481 <sup>ns</sup>	22.403 <sup>ns</sup>	12.370*	0.254 <sup>ns</sup>	0.170 <sup>ns</sup>	0.233 <sup>ns</sup>	0.267 <sup>ns</sup>
Erro A	9	10.215	4.200	11.389	3.384	0.085	0.128	0.209	0.087
Cama de aviário	3	8.055 <sup>ns</sup>	0.674 <sup>ns</sup>	13.585**	5.365*	0.083 <sup>ns</sup>	0.021 <sup>ns</sup>	0.119*	0.041 <sup>ns</sup>
Interação	9	6.051 <sup>ns</sup>	3.393 <sup>ns</sup>	4.131 <sup>ns</sup>	2.348 <sup>ns</sup>	0.053 <sup>ns</sup>	0.034 <sup>ns</sup>	0.074 <sup>ns</sup>	0.006 <sup>ns</sup>
Erro B	36	8.320	3.629	3.178	1.971	0.077	0.088	0.040	0.119
		QM 2018							
FV	GL	As				Cd			
		0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60	0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60
Bloco	3	21.202	42.028	19.775	24.156	0.121	0.054	0.197	0.386
Calcário	3	3.126 <sup>ns</sup>	10.621 <sup>ns</sup>	4.972 <sup>ns</sup>	0.665 <sup>ns</sup>	0.041 <sup>ns</sup>	0.077 <sup>ns</sup>	0.051 <sup>ns</sup>	0.016 <sup>ns</sup>
Erro A	9	2.894	6.509	3.935	4.540	0.160	0.173	0.088	0.208
Cama de aviário	3	2.618 <sup>ns</sup>	4.575 <sup>ns</sup>	5.247 <sup>ns</sup>	11.224*	0.006 <sup>ns</sup>	0.0527 <sup>ns</sup>	0.037 <sup>ns</sup>	0.021 <sup>ns</sup>
Interação	9	2.306 <sup>ns</sup>	2.267 <sup>ns</sup>	2.754 <sup>ns</sup>	2.035 <sup>ns</sup>	0.051 <sup>ns</sup>	0.097*	0.044 <sup>ns</sup>	0.040 <sup>ns</sup>
Erro B	36	2.248	2.193	3.357	3.630	0.053	0.042	0.0485	0.053

\* P<0,05; \*\* P<0,01; ns = Não significativo.

Com base nos dados obtidos, foi possível determinar, quando de significância, a regressão dos elementos em relação a quantidade de doses de cama de aviário aplicada e as doses de calcário.

Houve significância para o As, nas profundidades de 20 - 40 e 40 - 60 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas, contudo, pode-se verificar que não houve ajuste dos valores observados ao modelo matemático proposto, apesar disso, optou-se pela construção do gráfico com o objetivo de analisar a influência do aumento das doses de cama de aviário em relação ao elemento As (Figura 7).

**Figura 7** - Teor de As na profundidade de 20 – 40 cm (A) e 40 – 60 cm (B), do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.

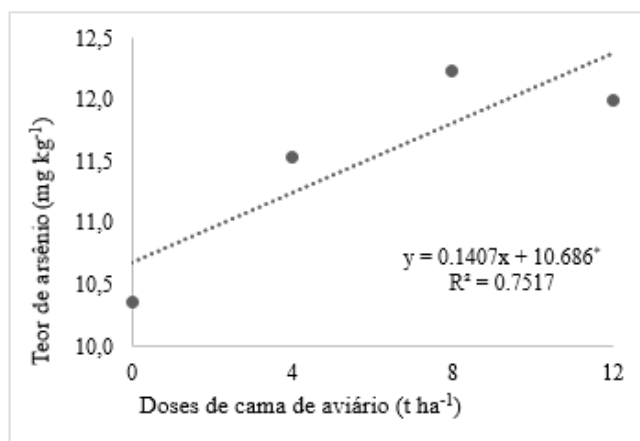


Embora tenha sido observada a significância, não foi possível determinar correlação linear entre as variáveis no ano de 2017, ou seja, tanto para a profundidade de 20 – 40 quanto de 40 – 60, e na condição de aumento de doses de cama de aviário, os teores de arsênio não tiveram um acréscimo contínuo e sequencial, pois encontram-se fora da linha de tendência.

Mesmo assim, ambas as concentrações se encontram abaixo dos valores orientadores para elementos potencialmente tóxicos no solo (Tabela 2),  $35\ mg\ kg^{-1}$  de acordo com a resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009).

Para o ano de 2018, também houve significância para o As, na profundidade de 40 - 60 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas (Figura 8).

**Figura 8** - Teor de As na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2018.

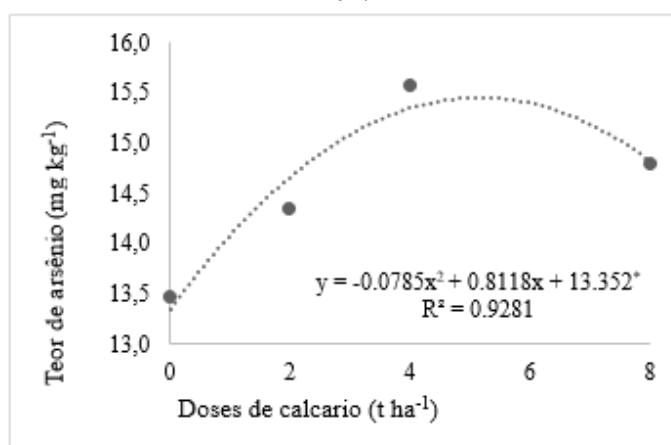


Houve aumento dos teores de As na profundidade de 40 – 60 cm para o ano de 2018, com comportamento linear crescente, e com valores abaixo dos orientadores para investigação de solos agrícolas estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420 (Tabela 2).

O solo possui uma concentração natural de As (Tabela 9) e mesmo não apresentando uma profundidade expressiva, teve aumento nos teores desse elemento naturalmente de acordo as camadas das profundidades estudadas. Essa concentração natural pode ser decorrente de diversos minerais presentes no solo, devido ao intemperismo das rochas (BHATTACHARYA *et al.*, 2007). Dentre as rochas ígnea extrusiva que contêm maiores níveis de As temos o basalto de onde são formados os Latossolos (CORREIA, 2008; GIRAL *et al.*, 2010) predominante nessa região.

Houve ainda significância para o As, na profundidade de 40 - 60 cm, no ano de 2017, mas em função das doses de calcário aplicadas (Figura 9).

**Figura 9** - Teor de As na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de calcário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017



Para os teores de As na profundidade de 40 – 60 cm, ajustou-se a equações de regressões quadráticas com  $R^2$  de 0,92, muito próximo de 1 e com concentração máxima atingida de  $15,45 \text{ mg kg}^{-1}$  na dose de  $5,17 \text{ t ha}^{-1}$  em função da aplicação de calcário. Os valores também se encontram abaixo dos orientadores (Tabela 2).

A calagem aumenta o pH do solo, principalmente na camada de 0 a 20 cm, mas também abaixo do local de aplicação do calcário (JORIS *et al.*, 2012). Porém, pelo fato do pH do solo (Tabela 9), permanecer na faixa de 4,2 a 5,3, e a matéria orgânica estar presente nas camadas superficiais, o As, por ser de caráter aniônico, tende a ter menor adsorção na superfície (PENHA, 2011), aumentando seu teor nas camadas mais profundas.

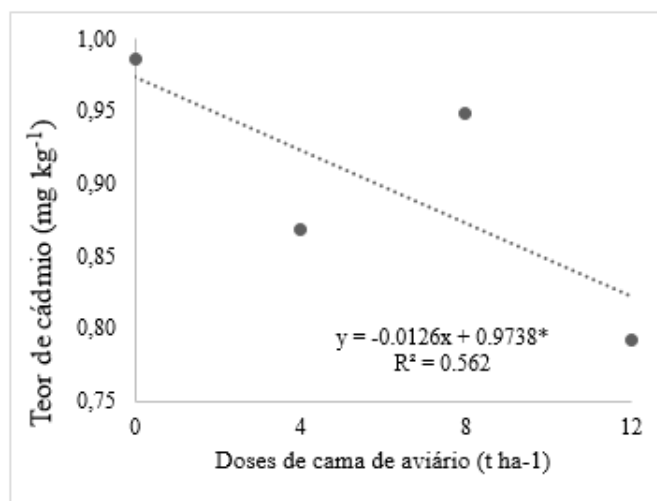
A presença abundante de matéria orgânica e P nos solos, faz com que a adsorção de As diminua e a sua disponibilidade aumente no perfil do solo, porém, os níveis desse elemento estão abaixo dos limites de investigação agrícola estabelecidos pela resolução brasileira CONAMA nº 420.

Quando analisado a quantificação dos EPT aplicados a cada dose utilizada de cama de aviário durante o período de oito anos de adubação (Tabela 7), o cálculo da concentração do elemento As é de  $89,6 \text{ mg ha}^{-1}$  para a dose de  $4 \text{ t ha}^{-1}$ , de  $179,2 \text{ mg ha}^{-1}$  para a dose de  $8 \text{ t ha}^{-1}$  e de  $168,8 \text{ mg ha}^{-1}$  para a dose de  $12 \text{ t ha}^{-1}$ , e mesmo após os oito anos de aplicações de cama de aviário, totalizando 32, 64 e  $96 \text{ mg ha}^{-1}$  (base úmida) nas três doses utilizadas, não foi observado o aumento desse elemento conforme a quantidade de cama aplicada.

A importância de gerenciar as concentrações de As nos solos estão ligadas aos seus efeitos e acumulação nas plantas, que representa um caminho para a exposição do As para o ser humano (ISLAM *et al.*, 2016), contudo, mesmo após oito anos de aplicação, esse elemento encontra-se abaixo do calculado, com média de concentração de  $15 \text{ mg ha}^{-1}$ , mesmo com as maiores doses de cama de aviário.

Houve significância para o elemento Cd, na profundidade de 20 - 40 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas (Figura 10).

**Figura 10** - Teor de Cd na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário (t ha<sup>-1</sup>) no ano de 2017.



Observou-se diminuição dos teores de Cd, no ano de 2017, com comportamento linear decrescente, na profundidade de 20 – 40 cm. Essa diminuição mostra que não houve acréscimo desse elemento no solo, mesmo com aumento das doses de cama de aviário, e mesmo após oito anos de aplicação.

Os teores desse estão abaixo dos valores orientadores (Tabela 2), na qual indica 3 mg kg<sup>-1</sup> de Cd, de acordo com a resolução CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009).

Em Latossolos, como é o caso desse experimento, o Cd costuma ser fracamente adsorvido, devido a presença de matéria orgânica, argilominerais e óxidos de Fe, Al e Mn, principalmente em pH inferior a 6,0 (CARVALHO, 2008),

De Macedo *et al.* (2012) também observaram diminuição no teor de Cd no solo, mesmo com o uso de lodo de esgoto durante onze anos na mesma área agrícola. De acordo com os autores, isso indica que os elementos nele contidos não atingiram níveis de toxicidade. Os autores também verificaram que o tratamento testemunha foi superior em relação aos demais quanto à concentração do elemento, e que não ocorreu lixiviação desse elemento no solo.

Schmidt *et al.*, (2013), analisando a produção de olericultura com cama de aviário como fertilizante, não observaram acúmulo de Cd no solo nas áreas de produção e os teores encontrados também foram menores que os estabelecidos pelo CONAMA n° 420.

Para esse elemento, quando analisado a quantificação dos EPT aplicados a cada dose utilizada de cama de aviário durante o período de oito anos de adubação (Tabela 7), o cálculo da concentração é de 14,4 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 4 t ha<sup>-1</sup>, de 28,8 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 8 t ha<sup>-1</sup> e de 43,2 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 12 t ha<sup>-1</sup>, e mesmo após todos este tempo de aplicação, esse elemento encontra-se abaixo do calculado, com média de concentração de 0,83 mg ha<sup>-1</sup>,

mesmo com as maiores doses de cama de aviário, ou seja não foi observado o aumento, mesmo com a quantidade prevista deste elemento aplicado, não caracterizando assim riscos de contaminação ambiental.

Para Cr (Tabela 12), houve significância ( $p \leq 0,05$ ) na profundidade de 20 – 40 cm, no ano de 2017, quando da aplicação de cama de aviário.

Nas demais profundidades, não houve diferença significativa avaliando a aplicação de cama de aviário, ou a aplicação de calcário e de sua interação. Também não houve significância no ano de 2018 para esse elemento em qualquer profundidade ou avaliação.

Pelo fato do pH do solo (Tabela 9), permanecer na faixa de 4,2 a 5,3 e a matéria orgânica e P, geralmente encontrarem-se nas camadas superficiais, explica a não significância nas camadas de 0 – 10 cm e 10 – 20 cm e significância nas camadas de 20 - 40 cm.

Para o Cu no solo (Tabela 12), no ano de 2017, não houve diferença significativa em nenhuma das profundidades e em nenhuma avaliação. Somente no ano de 2018, houve significância pelo teste F ( $p \leq 0,05$ ) na profundidade 40 – 60 cm, quando da aplicação de cama de aviário. Nas demais profundidades não houve diferença significativa.

Baixos valores de pH aumentam a solubilidade do elemento Cu e facilitam a sua liberação da matéria orgânica para a solução do solo (STROBEL *et al.*, 2005).

Teores do Cu nas camadas abaixo de 40 cm são encontrados devido à própria origem do solo, pois nas camadas intermediárias, as menores concentrações desse elemento, refletem a região onde se concentram maiores volumes de raízes, devido ao fato de ser um elemento essencial para as plantas e de onde maiores concentrações de nutrientes são retiradas pelas culturas (DE OLIVEIRA, *et al.*, 2001). Isso pode justificar a não significância nas camadas de 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 40 cm.

O Cu, em altas concentrações, pode ser tóxico, e o acúmulo em profundidade abaixo das raízes, pode estar associado ao uso frequente e a longo prazo de adubação contendo esse elemento (DE OLIVEIRA, *et al.*, 2001).

O uso de cama de aviário na adubação do solo pode ter sido a principal responsável pela significância do Cu nas camadas de 40 – 60 cm, devido à alta concentração desse elemento na cama de aviário (Tabela 6), e por esta apresentar teores acima dos valores máximos desse elemento, definidos pela resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009) (Tabela 2), que seria  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  para investigação agrícola. Esse resultado destaca o acúmulo excessivo do elemento Cu.

Mesmo não sendo uma prática no Brasil, muitas rações de aves ainda são

enriquecidas com elementos e aditivos que contém Cu, para promover o crescimento animal (FRANCO *et al.*, 2020), o que possivelmente justificaria a quantidade elevada desse elemento na cama de aviário.

**Tabela 9** - Análise de variância para os elementos Cr e Cu nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.

FV	GL	QM 2017							
		Cr				Cu			
		0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60	0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60
Bloco	3	52.890	133.973	16.949	244.131	92.635	656.756	382.078	656.832
Calcário	3	71,729 <sup>ns</sup>	90.019 <sup>ns</sup>	132.433 <sup>ns</sup>	66.379 <sup>ns</sup>	359.956 <sup>ns</sup>	57.977 <sup>ns</sup>	324.670 <sup>ns</sup>	123.088 <sup>ns</sup>
Erro A	9	35,306	130.480	77.796	41.388	211.878	217.096	341.142	215.494
Cama de aviário	3	68,93 <sup>ns</sup>	42.282 <sup>ns</sup>	137.937*	9.818 <sup>ns</sup>	315.276 <sup>ns</sup>	21.558 <sup>ns</sup>	95.190 <sup>ns</sup>	52.227 <sup>ns</sup>
Interação	9	49.336 <sup>ns</sup>	46.972 <sup>ns</sup>	37.326 <sup>ns</sup>	16.506 <sup>ns</sup>	244.841 <sup>ns</sup>	59.845 <sup>ns</sup>	137.513 <sup>ns</sup>	68.859 <sup>ns</sup>
Erro B	36	102.452	58.035	48.380	43.849	182.55	97.475	148.436	51.080
FV	GL	QM 2018							
		Cr				Cu			
		0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60	0 – 10	10 – 20	20 – 40	40 – 60
Bloco	3	43.940	243.247	188.301	387.173	224.883	586.511	243.604	450.509
Calcário	3	35.383 <sup>ns</sup>	175.837 <sup>ns</sup>	70.308 <sup>ns</sup>	34.669 <sup>ns</sup>	335.042 <sup>ns</sup>	561.536 <sup>ns</sup>	877.111 <sup>ns</sup>	457.078 <sup>ns</sup>
Erro A	9	472.873	542.841	286.103	495.885	271.896	208.302	513.092	360.022
Cama de aviário	3	28.334 <sup>ns</sup>	48.977 <sup>ns</sup>	33.006 <sup>ns</sup>	10.612 <sup>ns</sup>	348.291 <sup>ns</sup>	194.000 <sup>ns</sup>	69.576 <sup>ns</sup>	331.155*
Interação	9	69.728 <sup>ns</sup>	116.858 <sup>ns</sup>	42.700 <sup>ns</sup>	34.509 <sup>ns</sup>	86.894 <sup>ns</sup>	135.122 <sup>ns</sup>	103.549 <sup>ns</sup>	103.358 <sup>ns</sup>
Erro B	36	78.967	78.808	89.038	70.854	165.402	137.482	101.854	118.586

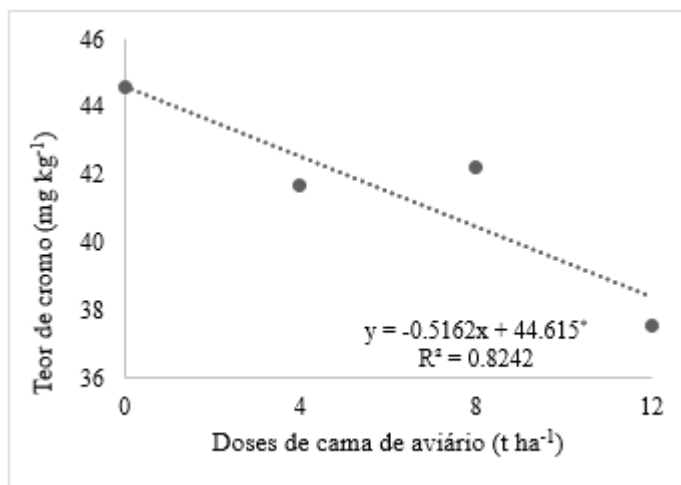
\* P<0,05; \*\* P<0,01; ns = Não significativo.

Com base nos dados obtidos, foi possível determinar, quando da significância, a regressão dos elementos em relação a quantidade de doses de cama de aviário aplicada e as doses de calcário.

Houve significância também para o Cr, na profundidade de 20 - 40 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas (Figura 11).



**Figura 11** - Teor de Cr na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2017.



Também houve diminuição dos teores de Cr em função das doses de cama de aviário aplicadas no ano de 2017, com comportamento linear decrescente, na profundidade de 20 – 40 cm, o que demonstra que com o aumento das doses de cama de aviário aplicadas, os teores desse elemento diminuíram.

Esses valores, se encontram abaixo do valor orientado (Tabela 2) o qual é de  $150\ mg\ kg^{-1}$  de Cr, de acordo com a resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009).

Corrêa *et al.*, (2008) avaliando os atributos químicos do solo e a disponibilidade e elementos, não encontraram aumento nos teores de Cr, o que demonstra que as doses aplicadas de lodo de esgoto e de resíduos industriais utilizadas não aumentaram a disponibilidade desse elemento no solo, o que possibilita a aplicação racional de resíduos contendo esse elemento na agricultura.

Quando ocorre a diminuição desse elemento no solo, segundo Corrêa *et al.*, (2008), não há fitodisponibilidade desse elemento para as culturas e a aplicação dos resíduos são passíveis de serem aplicadas ao solo, sem causar problemas de fitotoxicidade.

Fukayama (2008) analisando a cama de aviário como adubação de milho, observou que os teores de Cr não se alteraram em função das doses de cama de aviário aplicada, mantendo-se similar aos teores do tratamento controle.

O Cr entra na cadeia alimentar das aves como uma suplementação para o seu crescimento, e é excretado em excesso quando as aves passam por períodos de estresse (SAHIN *et al.*, 2003; VAZ *et al.*, 2009).

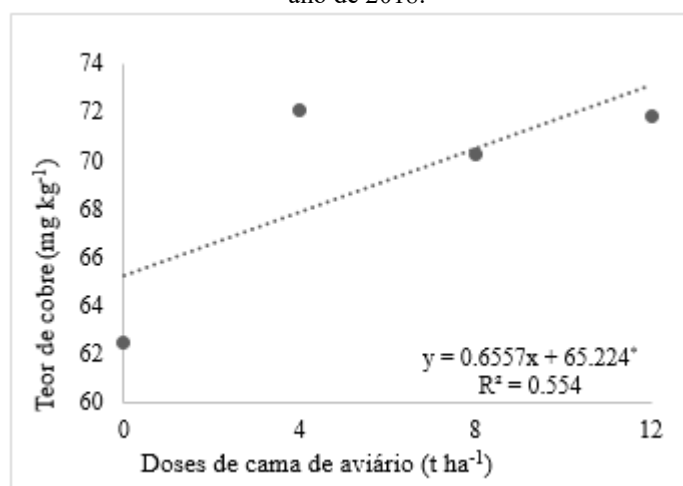
Quando analisado a quantificação dos EPT para o elemento Cr, a cada dose utilizada de cama de aviário durante o período de oito anos de adubação (Tabela 7), o cálculo

da concentração é de 539,2 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 4 t ha<sup>-1</sup>, de 1.078,4 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 8 t ha<sup>-1</sup> e de 1.617,6 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 12 t ha<sup>-1</sup>, e mesmo após oito anos de aplicação, esse elemento encontra-se com média de 42,2 mg ha<sup>-1</sup>.

Ou seja, não foi observado o aumento desse elemento conforme a quantidade de cama aplicada, sem riscos de contaminação ambiental, porém é necessário sempre monitorar os elementos no solo, uma vez que existe uma grande preocupação em relação ao Cr, pois solos contaminados com esses elementos podem liberar e transferir para as plantas, e a saúde humana pode ser afetada pelo seu consumo (TOTH *et al.*, 2016).

Houve significância para o Cu, na profundidade de 40 - 60 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas (Figura 12).

**Figura 12** - Teor de Cu na profundidade de 40 – 60 cm do solo em função de doses de cama de aviário (t ha<sup>-1</sup>) no ano de 2018.



No ano de 2018, houve aumento dos teores de Cu, com comportamento linear crescente, na profundidade de 40 – 60 cm, o que demonstra que as doses de cama de aviário aplicadas, elevaram o teor desse elemento, nessa profundidade do solo.

Mesmo com valores crescentes, ambos se encontram abaixo dos valores orientadores pela resolução CONAMA n° 420 (Tabela 2) o qual é de 200 mg kg<sup>-1</sup> de Cu.

Giroto *et al.*, (2010), com aplicação de dejetos líquidos de suíno nos solos, encontraram acúmulo de Cu e tendência de migração para as camadas mais profundas do solo, que reforça a ideia de lixiviação desse elemento no solo.

Acréscimo e acúmulo de teores de Cu podem ser explicados pelas altas concentrações desse elemento na cama de aviário (Tabela 6), acima dos teores permitidos pela

resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009) (Tabela 2), e pelo período de oito anos sucessivos de aplicação de cama de aviário como adubação orgânica.

Valores de pH abaixo de 5,0 aumentam a disponibilidade de Cu para as plantas (UPRETY *et al.* 2009; DEMIR *et al.*, 2010), como temos pH na faixa de 4,0 (tabela 9) principalmente nas camadas superficiais, aumentando para 5,1 e 4,7 na última camada de 40 – 60, justificaria a não significância desse elemento nas camadas acima onde as raízes das plantas absorvem nutrientes.

Outro fator que explicaria a significância nas camadas mais profundas seria que esse elemento tende a acumular-se no solo, contudo podem ocorrer fenômenos de lixiviação quando a capacidade de retenção das partículas do solo é excedida (CCME, 1999b).

Para o elemento Cu, quando analisado a quantificação dos EPT a cada dose utilizada de cama de aviário durante o período de oito anos de adubação (Tabela 7), o cálculo da concentração é de 8.971,8 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 4 t ha<sup>-1</sup>, de 17.943,4 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 8 t ha<sup>-1</sup> e de 26.915,5 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 12 t ha<sup>-1</sup>, e mesmo após oito anos de aplicação, esse elemento encontra-se abaixo das concentrações estabelecidas pela resolução CONAMA nº 420, com média de concentração de 81,7 mg ha<sup>-1</sup>, mesmo com as maiores doses de cama de aviário, não acarretando riscos de contaminação ambiental.

Neste trabalho observou-se aumento nos teores de Zn conforme o aumento da aplicação de doses de cama de aviário, nas camadas superficiais, de 0 – 10 cm e de 20 – 40 cm, e aumento nos teores de Cu conforme o aumento de doses de cama de aviário, nas camadas mais profundas, de 40 – 60 cm.

Em estudo de adsorção competitiva (Cu vs. Zn), diversos autores encontraram que a presença do elemento Cu afeta a retenção de Zn (NASCIMENTO; FONTES, 2004; ARIAS *et al.*, 2006; SIPOS *et al.*, 2008).

Latossolos são argilosos, profundos e com pouca fertilidade natural, necessitando de adubação. Em estudo sobre a adsorção de elementos em sistema de plantio direto após calagem superficial em um Latossolo Vermelho, Joris *et al.*, (2012), observaram que a adsorção de Cu e Zn variou conforme a camada amostrada.

De acordo com os autores, as maiores quantidades adsorvidas de Cu e Zn foram observadas na camada 0-5 cm, o que não foi observado nesse trabalho para Cu, pois este elemento encontra-se nas camadas mais profundas.

O Zn (Tabela 13), no ano de 2017, apresentou significância pelo teste F ( $p \leq 0,01$ ), na profundidade 0 – 10 cm quando da aplicação de cama de aviário.

Nas profundidades 10 – 20 cm, 20 – 40 cm e 40 – 60 cm não houve diferença significativa para a aplicação de cama de aviário, nem para as doses de calcário e também não houve significância quando da interação entre elas.

No ano de 2018 houve diferença significativa ( $p \leq 0,01$ ) também na camada de 0 – 10 cm, quando da aplicação de cama de aviário e significância ( $p \leq 0,05$ ) na profundidade 20 – 40 cm, quando da aplicação de cama de aviário.

Para as demais profundidades (10 – 20 cm e 40 – 60 cm), não houve diferença significativa para o Zn em relação a aplicação de cama de aviário, como nas doses de calcário e também não houve significância sobre a interação.

As maiores acumulações de Zn, ocorrem na camada de 0 a 10 cm, em função dos maiores teores de matéria orgânica nas camadas superficiais, pois este é um elemento de constituição da matéria orgânica (DE OLIVEIRA, *et al.*, 2001).

Penha (2011), observou que com o aumento de doses aplicadas de dejetos de suínos, houve acréscimo nos teores de Zn principalmente nas camadas superficiais de 0 – 10 cm. O que justifica a significância do Zn com a cama de aviário na profundidade de 0 – 10 cm e a não significância na profundidade de 40 – 60 cm.

Devido ao fato de Zn também ser um elemento essencial para as plantas e camadas intermediárias, concentrar os maiores volumes de raízes (DE OLIVEIRA, *et al.*, 2001), isso pode justificar a não significância desse elemento nas profundidades de 10 - 20 cm.

Em relação ao Ni (Tabela 13), não houve diferença significativa, tanto para o ano de 2017, quanto para o ano de 2018, em nenhuma das profundidades, avaliando a aplicação de cama de aviário, ou a aplicação de calcário e também não houve diferença significativa para a interação entre as doses de cama de aviário e as doses de calcário.

A adição de resíduo orgânico no solo, contendo Zn e Ni, eleva os teores desses elementos no solo. Neste caso não houve significância em relação ao elemento Ni, também observado Secco (2007) que detectou diferença significativa apenas para o elemento Zn e não para o Ni em sistema de plantio direto, analisando nas profundidades do solo, a fitodisponibilidade desses elementos para as plantas, com aplicação de dejetos suínos.

O Ni no solo é altamente dependente do pH, e em valores abaixo de 6,0 sua disponibilidade aumenta, sendo facilmente absorvido pelas plantas (ANDRADE, 2011). Isso demonstra que possivelmente, as doses de cama de aviário aplicadas não aumentaram o teor desse elemento no solo, ou o mesmo foi absorvido pelas culturas.

**Tabela 10** - Análise de variância para os elementos Ni e Zn nas amostras de solo obtidas em quatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), conduzido em parcela subdividida, considerando doses de calcário e cama de aviário nos anos de 2017 e 2018.

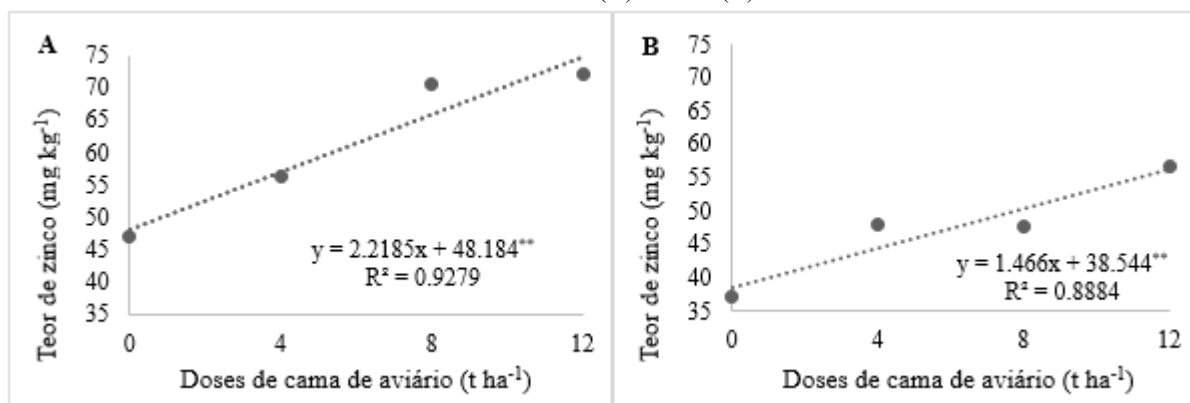
FV	GL	QM 2017							
		Ni				Zn			
		0 - 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60
Bloco	3	38,326	149.270	45.847	190.299	500.262	727.288	199.100	447.584
Calcário	3	16,721 <sup>ns</sup>	67.220 <sup>ns</sup>	33.343 <sup>ns</sup>	42.937 <sup>ns</sup>	11.593 <sup>ns</sup>	187.178 <sup>ns</sup>	270.250 <sup>ns</sup>	277.598 <sup>ns</sup>
Erro A	9	12,438	65.760	15.583	41.054	114.772	140.457	279.439	154.497
Cama de aviário	3	28,544 <sup>ns</sup>	27.303 <sup>ns</sup>	22.246 <sup>ns</sup>	20.870 <sup>ns</sup>	2263.297 <sup>**</sup>	92.204 <sup>ns</sup>	53.616 <sup>ns</sup>	117.764 <sup>ns</sup>
Interação	9	24,567 <sup>ns</sup>	38.926 <sup>ns</sup>	10.356 <sup>ns</sup>	58.359 <sup>ns</sup>	153.789 <sup>ns</sup>	96.501 <sup>ns</sup>	64.978 <sup>ns</sup>	31.149 <sup>ns</sup>
Erro B	36	29,810	41.036	10.185	34.229	227.948	84.494	73.536	58.633
FV	GL	QM 2018							
		Ni				Zn			
		0 - 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60
Bloco	3	25.988	133.067	76.933	70.518	151.090	395.519	159.307	383.750
Calcário	3	84.463 <sup>ns</sup>	115.594 <sup>ns</sup>	134.677 <sup>ns</sup>	113.626 <sup>ns</sup>	188.072 <sup>ns</sup>	340.514 <sup>ns</sup>	259.176 <sup>ns</sup>	142.301 <sup>ns</sup>
Erro A	9	29.327	34.450	47.123	35.536	234.486	153.486	195.718	114.450
Cama de aviário	3	32.170 <sup>ns</sup>	17.067 <sup>ns</sup>	7.983 <sup>ns</sup>	22.867 <sup>ns</sup>	1032.173 <sup>**</sup>	31.851 <sup>ns</sup>	291.528 <sup>*</sup>	156.101 <sup>ns</sup>
Interação	9	3.933 <sup>ns</sup>	14.676 <sup>ns</sup>	10.694 <sup>ns</sup>	8.534 <sup>ns</sup>	78.112 <sup>ns</sup>	53.499 <sup>ns</sup>	48.610 <sup>ns</sup>	36.114 <sup>ns</sup>
Erro B	36	15.820	13.238	14.895	11.232	163.100	98.149	101.835	66.900

\* P<0,05; \*\* P<0,01; ns = Não significativo.

Com base nos dados obtidos, foi possível determinar, quando da significância, a regressão dos elementos em relação a quantidade de doses de cama de aviário aplicada e as doses de calcário.

Houve significância para o Zn, na profundidade de 0 - 10 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas (Figura 13).

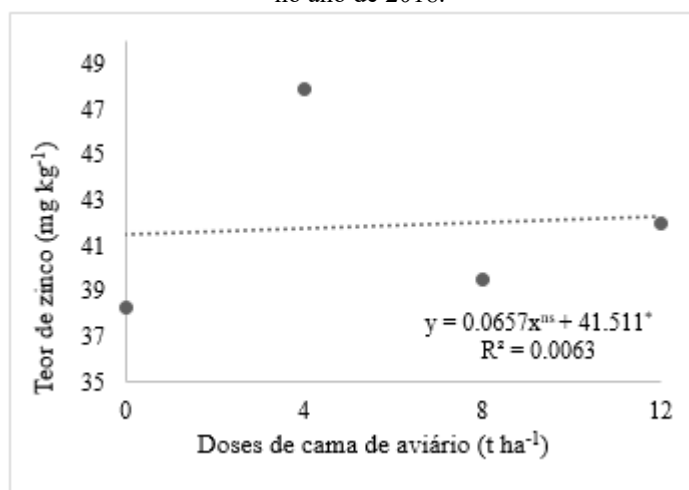
**Figura 13** - Teor de Zn na profundidade de 0 - 10 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) nos anos de 2017 (A) e 2018 (B).



Houve aumento dos teores de Zn, com comportamento linear crescente, na camada de 0 – 10 cm no ano de 2017 e para o ano de 2018, o que demonstra que as doses de cama de aviário aplicadas, elevaram o teor desse elemento, nessa profundidade do solo.

No ano de 2018, ainda houve significância para o Zn, na profundidade de 20 - 40 cm, em função das doses de cama de aviário aplicadas. Contudo, pode-se verificar que não houve ajuste dos valores observados ao modelo matemático proposto, apesar disso, optou-se pela construção do gráfico com o objetivo de analisar a influência da crescente dose de cama de aviário em relação ao elemento Zn (Figura 14).

**Figura 14** - Teor de zinco na profundidade de 20 – 40 cm do solo em função de doses de cama de aviário ( $t\ ha^{-1}$ ) no ano de 2018.



Embora tenha sido observada a significância, não foi possível determinar correlação linear entre as variáveis, ou seja, na condição de aumento de doses de cama de aviário, os teores de arsênio não tiveram um acréscimo contínuo e sequencial, pois encontram-se fora da linha de tendência.

Mesmo assim, o Zn atingindo seu teor máximo de  $47,88\ mg\ kg^{-1}$  com a dose de  $4\ t\ ha^{-1}$ , e o mínimo de  $38,28\ mg\ kg^{-1}$  com a dose de  $0\ t\ ha^{-1}$ , e ambos os valores encontrados, estão abaixo dos valores orientadores de acordo com a resolução CONAMA nº 420 (Tabela 2) que estabelece  $450\ mg$  de Zn  $kg^{-1}$ .

Giroto *et al.*, (2010) com aplicação de dejetos suínos no solo, observaram acúmulo de Zn, nas camadas superficiais do solo, 0 – 10 cm, e justificaram esse acúmulo a grande quantidade de Zn nas rações para o crescimento animal.

O aumento dos teores de Zn no solo é devido a presença deste elemento nas rações de aves enriquecidas para o crescimento animal e acúmulo na cama de aviário, responsável pela inserção e transmissão no solo (CARPIO *et al.*, 2017; FRANCO *et al.*, 2020).

Quando analisado a quantificação dos EPT a cada dose utilizada de cama de aviário durante o período de oito anos de adubação (Tabela 7), o cálculo da concentração de Zn é de 10.814 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 4 t ha<sup>-1</sup>, de 21.629,4 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 8 t ha<sup>-1</sup> e de 32.444,1 mg ha<sup>-1</sup> para a dose de 12 t ha<sup>-1</sup>, e mesmo após oito anos de aplicação, esse elemento encontra-se abaixo das concentrações estabelecidas pela resolução CONAMA n° 420, não sendo observado o aumento desse elemento mesmo com a quantidade de cama de aviário aplicada durante todo esse período, sem riscos de contaminação ambiental.

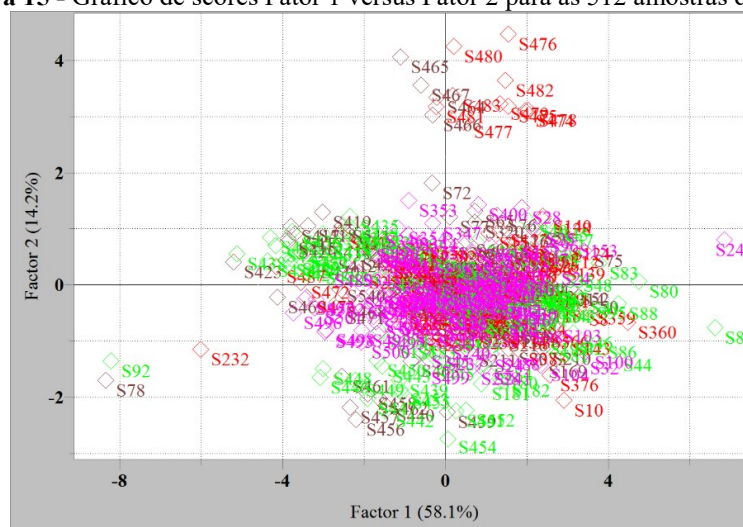
### 4.3 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada a partir dos valores médios de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn para as camadas de solo (0 – 10; 10 – 20; 20 – 40 e 40 – 60 cm) sob a adição de 0, 4, 8 e 12 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário, e doses de calcário 0, 2, 4 e 8 t ha<sup>-1</sup>.

As amostras foram numeradas e nomeadas em S seguido do número 1 até 512, conforme o croqui (Figura 2) começando pelo bloco I do ano de 2017, seguindo as quatro profundidades, da esquerda pra direita na linha, e continuando no bloco, seguindo a segunda linha na mesma ordem da esquerda para a direita, até o fim do bloco e passando para o próximo bloco seguindo a mesma ordem e depois para o ano de 2018 na mesma ordem.

O gráfico de *scores* (Figura 15) obtido a partir dos valores médios de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn para as 512 amostras de solos, representa 72,3 % dos dados, dado pela soma das componentes principais 1 e 2 (Factor 1 e Factor 2).

**Figura 15** - Gráfico de scores Fator 1 versus Fator 2 para as 512 amostras de solos.



Há diferença significativa entre as amostras, contudo estas não são capazes de agrupar as amostras em função das profundidades, doses de cama de aviário e doses de calcário (Figura 15). Por meio do gráfico, observa-se que o maior número de amostras se concentra no centro do gráfico, e não ocorre dispersão entre as amostras, ou seja, os solos não se agruparam em função de características em comum. Apesar dos parâmetros, doses de cama de aviário, doses de calcário e profundidade, serem importantes, essas diferenças não foram capazes de separar as amostras em grupos distintos.

Foram realizadas PCA empregando conjuntos separados, somente com as amostras da mesma dose de cama de aviário, somente amostras com a mesma dose de calcário, e também não houve agrupamento das amostras. Ou seja, mesmo fixando uma dose de calcário, as amostras, na sua maioria, não se agruparam em função das doses de cama de aviário.

Notoriamente, na figura 15, algumas amostras de solos formaram pequenos grupos, ou se afastaram do grande grupo central. Os solos S476, S480, S481, S482, S483, S465, S467 e os demais agrupados no canto superior, tem em comum as doses de cama de aviário ( $8 \text{ t ha}^{-1}$ ) e também os teores médios de todos os elementos bem próximos, resultando em um pequeno grupo com essas características em comum.

Os solos S474 até S483 agrupados e sobrepostos no canto superior, tem em comum com maiores teores dos elementos Cu e Zn (máx de cobre  $123,4 \text{ mg kg}^{-1}$  e máx de zinco  $73,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ), não ultrapassando os limites estabelecidos pelo CONAMA nº 420 (Tabela 2).

Esses elementos além de serem essenciais para as plantas, aparecem sempre próximos, ou seja, Cu e Zn estão sempre correlacionados, isso devido ao fato de que o uso intensivo de rações de aves enriquecidas com esses elementos para a criação de animais é responsável pelo aumento do teor de Cu e Zn na cama de aviário, o que leva a uma maior inserção e transmissão no solo (CARPIO *et al.*, 2017; FRANCO *et al.*, 2020).

As amostras denominadas S78, S92 e S232 no canto inferior esquerdo são as que tiveram menores teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn, dentre todas as profundidades e todas as doses de cama de aviário e doses de calcário.

Inversamente proporcional, o solo S243 isoladamente no canto superior direito, foi o que resultou nos maiores teores de todos elementos comparando profundidade, doses de cama de aviário e doses de calcário e mesmo assim, ainda se encontram com valores abaixo dos orientados pelo CONAMA n.º 420 (Tabela 2).

Mesmo com pH abaixo de 6,0, nesse caso específico, foi encontrado o maior teor de Cd ( $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Possivelmente pelo fato desse elemento permanecer junto a matéria



orgânica (STERCKEMAN *et al.*, 2011), que pela elevada dose de cama de aviário, aumenta o teor de matéria orgânica no solo (MITCHELL; TU, 2006; PEÑA 2010).

O solo S89 possui o maior teor do elemento Ni ( $62,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ), 10 – 20 cm com doses de  $4 \text{ t ha}^{-1}$  de cama de aviário e  $4 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário, muito próximo do limite estabelecidos pelo CONAMA nº 420 (Tabela 2). Foi a única amostra com teor de Ni acima de  $35 \text{ mg kg}^{-1}$ , pois a média para os teores de Ni foi de  $15 \text{ mg kg}^{-1}$ , bem próximas do teor contido na cama de aviário (Tabela 6).

Alguns pontos afastados do grande grupo acabam apresentando alguma particularidade, que pode unir características ou separar de acordo com cada peculiaridade do elemento, e muitas das vezes, pode ser considerado também um erro analítico.

## 5 CONCLUSÃO

Pode-se determinar os teores de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn a partir da digestão das amostras de solo e cama de aviário empregando um ICP-OES. A metodologia do procedimento IV, mostrou eficiência do uso da decomposição ácida com sistema de refluxo utilizando funil. Essa adaptação proporcionou não só a condensação dos vapores gerados, mas um resfriamento dos tubos, aumentando a capacidade de digestão sem a necessidade de reposição dos ácidos. Além disso, a utilização do funil na extremidade superior do tubo aliviou a pressão e assim diminuiu qualquer risco de explosão, sendo assim seguro.

Pode-se concluir que o método utilizado, quando comparado à metodologia oficial e também a outras metodologias, é eficiente e adequado, pois reduz o tempo de análise, o custo, comparado a uma digestão por micro-ondas, é de fácil reprodutibilidade e adaptação, a quantidade de amostras e o consumo de reagentes é menor, permite que sejam avaliados elementos sem o risco de contaminação e perdas, além de ser um método seguro e eficiente para análises de teores pseudototais de As, Ni, Cd, Cr, Cu e Zn em solo.

Em relação a mobilidade dos elementos no perfil do solo, os resultados mostraram que o As encontra-se nas camadas abaixo de 20 cm devido a competição com os teores de matéria orgânica e P e esse elemento teve aumento linear com o aumento das doses de cama de aviário.

O Cd e Cr tem mobilidade facilitada em pH abaixo de 6,0 e diminuíram conforme o aumento das doses de cama de aviário.

O Cd, pela sua fraca adsorção com a matéria orgânica, encontra-se nas camadas abaixo de 10 cm e o elemento Cu acumula-se nas camadas abaixo de 40 cm devido ao menor acúmulo de raízes e pelos longos períodos de adubação, acaba-se concentrando nessa profundidade.

O Zn acumula-se nas primeiras camadas apresentando relação positiva com as doses de cama de aviário, e para o elemento Ni, os tratamentos não influenciaram sobre os seus teores no solo.

Apesar da cama de aviário adicionada ao solo durante 8 anos proporcionar aumento nos teores de As, Cd, Cu e Zn no solo, esses apresentaram níveis abaixo dos valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420, não sendo assim um problema de ordem ambiental.

A calagem mostrou pouca influência sobre o comportamento dos elementos no perfil do solo, em função de manter um pH abaixo de 5,5.

A PCA realizada com todas as amostras mostrou que não há semelhança entre as amostras em função dos fatores avaliados, visto que o maior número de amostras se concentra no centro do gráfico e não ocorreu dispersão entre as amostras, ou seja, os solos não se agruparam em função da profundidade, doses de cama de aviário e doses de calcário.

## REFERÊNCIAS

ABDALA, D. B., GHOSH, A. K., DA SILVA, I. R., DE NOVAIS, R. F., e VENEGAS, V. H. A. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agriculture, ecosystems e environment**, v. 162, p. 15-23, 2012.

ABPA – **Associação Brasileira de Proteína Animal**. Relatório Anual 2018. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018>.

ABPA – **Associação Brasileira de Proteína Animal**. Relatório Anual 2019. Disponível em: <https://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2019>.

ABPA – **Associação Brasileira de Proteína Animal**. Relatório Anual 2019. Disponível em: <https://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2020>.

ABREU, C., A.; ABREU, M., F.; BERTON, R., S. Análise química de solo para metais pesados. In: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. (Org.). Tópicos em Ciência do Solo. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 645-692. 2002.

ADAMI, P.F. **Intensidades de pastejo e níveis de cama de aviário sobre a produção vegetal no sistema integração lavoura-pecuária**. 2012. 103f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ADRIANO, D.C. **Trace Elements in the Terrestrial Environment**. New York: Springer, 2001.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCE AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. Toxicological profile for nickel. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services. **Public Health Service**, Centers for Disease Control, Atlanta, Georgia, USA. 2005.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCE AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. Toxicological profile for cadmium. Department of Health and Humans Services, **Public Health Service**, Centers for Disease Control, Atlanta, Georgia, USA. 2012.

AJAYI AE, JUNIOR MDS, CURI N, GONTIJO I, ARAUJO-JUNIOR CF, JÚNIOR, AIV (2009) Relation of strength and mineralogical attributes in Brazilian latosols. **Soil and Tillage Research**, 102: 14-18.

ALLOWAY, B., J. **Heavy metals in soils**. 2a ed. Glasgow: Blackie Academic, 364 p. 1995.

ALLOWAY, B.J., (2010). **Heavy Metals in Soils – Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability**. New York: Springer. pp. 11-493

ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; SANTOS, T.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.C.; CUNHA-QUEDA C. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: benefits versus limiting factors. **Waste Manage**, v.40, n.1, p.44-52, 2015. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.01.027

AKINYELE, I. O.; SHOKUNBI, O. S. Comparative analysis of dry ashing and wet digestion methods for the determination of trace and heavy metals in food samples. **Food Chem.**, 173, pp. 682-684, 2015.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

AMBROSINI V. G.; SORIANI H. H.; ROSA D. J.; TIECHER T. L.; GIROTTI E.; SIMÃO D. G.; DE MELO G. W. B.; ZALAMENA J.; BRUNETTO G. **Impacto do excesso de cobre e zinco no solo sobre videiras e plantas de cobertura**. Embrapa Uva e Vinho - Capítulo em livro técnico (INFOTECA-E), 2016.

ANDRADE, M.G. **Elementos-traço As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em latossolos e plantas de milho após treze aplicações anuais de lodo de esgoto**. 2011. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal.

ANTES, F. G.; DUARTE, F. A.; MESKO, M. F.; NUNES, M. A. G.; PEREIRA, V. A.; MÜLLER, E. I.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M. Determination of toxic elements in coal by ICP-MS after digestion using microwave-induced combustion. **Talanta**, v. 83, n. 2, p. 364-369, 2010.

AO, T., MACALINTAL, LM, PAUL, MA, PESCATORE, AJ, DELLES, RM, CANTOR, AH, FORDE MJ e DAWSON, KA. Efeitos da suplementação dietética com minerais orgânicos no desempenho de frangos de corte alimentados com óleo de soja oxidado. **Journal of Applied Animal Nutrition** , v. 5, 2017.

ARIAS, M., PÉREZ-NOVO, C., LÓPEZ, E., E SOTO, B. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. **Geoderma**, v. 133, n. 03/04, p. 151-159, 2006

ASCHE, Frank; COJOCARU, Andreea L.; ROTH, Bjørn. **The development of large scale aquaculture production: A comparison of the supply chains for chicken and salmon**. *Aquaculture*, 2018, 493: 446-455.

AVILA, V. S.; OLIVEIRA, U.; FIGUEIREDO, E. A. P.; COSTA, C. A. F.; ABREU, V. M. N.; ROSA, P. S. Avaliação de materiais alternativos em substituição à maravalha como cama de aviário. **Revista Brasileira de Zootecnia**, vol.37 no.2 Viçosa, Fev. 2008.

AWASTHI M.K., SARSAIYA S., WAINAINA S., RAJENDRAN K., KUMAR S., WANG Q., DUAN Y., AWASTHI S.K., CHEN H., PANDEY A., ZHANG Z., JAIN A., TAHERZADEH M.J. A critical review of organic manure biorefinery models toward sustainable circular bioeconomy: technological challenges, advancements, innovations, and future perspectives. **Renew. Sust. Energ. Rev.**, 111 (2019), pp. 115-131

AWMFH (AGRICULTURAL WASTE MANAGEMENT FIELD HANDBOOK) **Resources for planning and designing animal waste facilities**. 210-I-AWMFH–AMENDMENT IA-3 (2013). Sitting criteria for vegetative treatment systems, Section 4.

BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc E Ciência – ACSA**, Joaçaba, v. 2, n. 1, p. 87-96. 2011.

BARIN, J. S.; PEREIRA, J. S. F.; MELLO, P. A.; KNORR, C. L.; MORAES, D. P.; MESKO, M. F.; NÓBREGA, J. A.; KORN, M. G. A.; FLORES, E. M. M. Focused microwave-induced combustion for digestion of botanical samples and metals determination by ICP OES and ICP-MS. **Talanta**, v. 94, p. 308-314, 2012.

BEDIN, F. C. B. **Espectroscopia no infravermelho próximo para avaliação dos teores de N, P, K e C em cama de aviário**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós – Graduação em Agronomia. UTFPR. Pato Branco – PR. 72f. 2017.

BERTAGNOLI, B. G., OLIVEIRA, J. F., BARBOSA, G. M., e COLOZZI FILHO, A. Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 104657, 2020.

BETTINELLI, M.; BARONI, U.; PASTORELLI, N. Determination of arsenic, cadmium, lead, antimony, selenium and thallium in coal fly ash using the stabilised temperature platform furnace and Zeeman-effect background correction. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 3, n. 7, p. 1005-1011, 1988.

BHATTACHARYA, P., WELCH, A. H., STOLLENWERK, K. G., MCLAUGHLIN, M. J., BUNDSCHUH, J., e PANAULLAH, G. Arsenic in the environment: biology and chemistry. **Science of the total environment**, v. 379, n. 2-3, p. 109-120, 2007.

BHATTACHARYA, P.; SAMAL, A.C.; MAJUMDAR, J.; SANTRA, S.C. Arsenic contamination in rice, wheat, pulses, and vegetables: a study in an arsenic affected area of West Bengal, India. **Water Air Soil Pollut**, v. 213, pp. 3-13, 2010.

BIASIOLI, M. **Potentially toxic elements contamination in urban soils: A comparison of three European cities**. *Journal Environmental Quality*, v. 36, p. 70–79, 2007.

BOCHICCHIO, R.; SOFO, A.; TERZANO, R.; GATTULLO, C. E.; AMATO, M.; SCOPA, A. Root architecture and morphometric analysis of *Arabidopsis thaliana* grown in Cd/Cu/Zn gradient agar dishes: A new screening technique for studying plant response to metals. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 91, p. 20-27, 2015.

BOCK, R. **A handbook of decomposition methods in analytical chemistry**. London: Blackie, 1979. 444p.

BRADL, H. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Journal of Colloid and Interface Science**, 277, pp. 1-18.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA Nº 27, de 05 de junho de 2006. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF. Seção 1. Páginas 15-16. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº. 420/2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto a presença de substâncias químicas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. p. 81-84. 30 dez. 2009.

BRATTI, F. C. **Uso de cama de aviário como fertilizante orgânico na produção de aveia preta e milho**. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Dois Vizinhos - PR, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, UTFPR, 70f. 2013.

BROCK E.H., KETTERINGS Q.M., MCBRIDE M. Copper and zinc accumulation in poultry and dairy manure-amended fields. **Soil Sci.**, 171 (5) (2006), pp. 388-399

BUNDY L.G., ANDRASKI T.W. Recovery of fertilizer nitrogen in crop residues and cover crops on an irrigated sandy soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 69 (2005), pp. 640-648, 10.2136/sssaj2004.0216

BUTIK, M., KELTE FILHO, I., PERES, J. A., e QUINÁIA, S. P. Comparação entre métodos de solubilização alcalina e digestão ácida de tecido animal para determinação de metais usando espectrometria de absorção atômica em chama. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 4, 2018.

CADET, E.L.; KPOMBLEKOU-A, K.; MORTLEY, D.G.; EGGETT, D.L. Inferring mobility of trace elements resulting from long-term poultry litter additions to benchmark Alabama soils. **Soil Science**, v.177, n.10, p.580-590, 2013. DOI: 10.1097/SS.0b013e3182746d2b

CAMPOS, V. D. **Comportamento químico de arsênio, fósforo e metais pesados (cromo, cobre, chumbo e mercúrio) em solos expostos a cultivares frutíferos**. Município de Jundiaí, São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2001.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. [CCME] (1999a). **Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Lead**. 10p.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. [CCME] (1999b). **Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Cadmium**. 9p.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. [CCME] (1999c). **Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Chromium**. 11p.

CARDOSO, M. A. B.; FLEMMING, J. S.; FLEMMING, F. F. Utilização do halquinol como promotor de crescimento e coadjuvante no controle da coccidiose em frangos de corte. **Archives of Veterinary Science**, v. 7, n. 1, 2002.

CARNEIRO, M. A. C. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. DE S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 36, n. 12, p. 1443-1452, dez. 2001.

CORRÊA, J. C.; MIELE, M. A cama de aves e os aspectos agrônômicos, ambientais e econômicos. Concórdia – SC. **Embrapa Suínos e Aves**. Capítulo em livro científico, documento, 149. pp. 125 – 152. 2011.

CORREIA, C. S. H. **Contribuição para a análise da presença de arsênio em águas de abastecimento e sua remoção por precipitação química**. 2008. Tese de Doutorado. FCT-UNL.

CARPIO I.E.M., ANSARI A., RODRIGUES D.F. Relationship of biodiversity with heavy metal tolerance and sorption capacity: a meta-analysis approach. **Environ. Sci. Technol.**, 52 (2017), pp. 184-194

CARVALHO, A. V. S. D., CARVALHO, R., ABREU, C. M. P. D., e FURTINI NETO, A. E. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 949-955, 2008.

CARVALHO E. R, RESENDE P. M, ANDRADE M. J. B, MARTINS A, PASSOS A, OLIVEIRA J. A. Fertilizante mineral e resíduo orgânico sobre características agrônômicas da soja e nutrientes do solo. **Revista Ciência Agronômica.**; 42:930-939. 2011

CHATTERJEE, D.; HALDER, D.; MAJUMDER, S.; BISWAS, A.; NATH, B.; BHATTACHARYA, P. Assessment of arsenic exposure from groundwater and rice in Bengal Delta Region, West Bengal, India. *Water Res.*, 44, pp. 5803-5812, 2010.

CHAVES, E. V. **Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e Pólo Industrial de Manaus pelas espécies de plantas *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata***. Tese (Doutorado em Biotecnologia). Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008.

CHEN, M., LI, X. M., YANG, Q., ZENG, G. M., ZHANG, Y., LIAO, D. X., & GUO, L. Total concentrations and speciation of heavy metals in municipal sludge from Changsha, Zhuzhou and Xiangtan in middle-south region of China. **Journal of Hazardous Materials**, 160(2), 324-329, 2008.

CHEN, H.; TENG, Y.; LU, S.; WANG, Y.; WANG, J. **Contamination features and health risk of soil heavy metals in China**. *Science of the Total Environment*, v. 512–513, p. 143–153, 2015.

CHEN H., AWASTHI S.K., LIU T., DUAN Y., REN X., ZHANG Z., PANDEY A., AWASTHI M.K. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. **J. Hazard. Mater.** p. 389. 2020.

CHICEA, D.; BARBU, H. On heavy metals pollution in Copsa Mica Area. **Romanian Reports in Physics**, v. 65, n. 4, p. 769-776, 2004

CHRISTIANSON L.E., HARMEL R.D., SMITH D., WILLIAMS M.R., KING K. Assessment and synthesis of 50 years of published drainage phosphorus losses. **J. Environ. Qual.**, 45 (2016), pp. 1467-1477



CLARK K.M., BOARDMAN D. L, STAPLES J.S., EASTERBY S., REINBOTT T.M., KREMER R.J., KITCHEN N.R, VEUM K.S. Crop yield and soil organic carbon in conventional and no-till organic systems on a claypan soil. **Agron. J.**, 109 (2017), pp. 588-599

CORRÊA, J. C., BÜLL, L. T., PAGANINI, W. D. S., e GUERRINI, I. A. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 3, p. 411-419, 2008.

COSTA, L.V.C. **Produção de biogás utilizando cama de frango diluída em água e em biofertilizante de dejetos suínos**. 2012. 75f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu.

DE ARAÚJO, G. C., BUENO, M. P., BUENO, V. P., SPROESSER, R. L., DE SOUZA, I. F. Cadeia produtiva da avicultura de corte: avaliação da apropriação de valor bruto nas transações econômicas dos agentes envolvidos. **Revista Gestão e Regionalidade**, São Caetano do Sul, v. 24, n. 72, p. 6-16, 2008.

DE MACEDO, F. G., DE MELO, W. J., MERLINO, L. C. S., RIBEIRO, M. H., DE MELO, G. M. P., e CAMACHO, M. A. Acúmulo e disponibilidade de cromo, cádmio e chumbo em solos tratados com lodo de esgoto por onze anos consecutivos. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 1, p. 101-113, 2012.

DE OLIVEIRA, I. P., KLUTHCOUSKI, J., DOS SANTOS, R. S. M., FANCELLI, A. L., DOURADO NETO, D., e DE FARIA, C. D. Concentrações residuais de cobre, ferro, manganês e zinco em latossolo roxo eutrófico sob diferentes tipos de manejo. **Embrapa Arroz e Feijão-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2001.

DE ZEN, S.; IGUMA, M. D.; ORTELAN, C. B.; SANTOS, V. H. S.; FELLI, C. B. Evolução da avicultura no Brasil. **Informativo CEPEA**, Ano 1, edição 1, 2014.

DEMIR, K., SAHIN, O., KADIOGLU, Y. K., PILBEAM, D. J., GUNES, A. Essential and non-essential element composition of tomato plants fertilized with poultry manure. **Scientia horticulturae**, v. 127, n. 1, p. 16-22, 2010.

DIAZ-BARRIENTOS, E.; MADRID, L.; CABRERA, F.; CONTRERAS, M.C. Comparison of two methods of sample preparation for determination by atomic absorption spectrophotometry of heavy metals in soils and sediments. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.22, n.15/16, p.1559-1568, 1991.

DORNELAS, K. C., MASCARENHAS, N. M. H., RODRIGUES, H. C. S., DO NASCIMENTO, R. T., FURTADO, D. A., e DO NASCIMENTO, J. W. B. Chicken bed: a review on reuse, treatment and influence on ambience. **Poultry Science**, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI. 412 p. 1999

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Brasília: Embrapa. Produção de Informações; Rio de Janeiro: Embrapa Solos 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPS, 306 p., 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA - EMBRAPA. Há sempre resposta à adubação de manutenção do eucalipto? Um estudo de caso em Porto Velho (RO). Porto Velho, RO, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Estatística Suínos e Frangos de Corte 2018. Disponível em: Acesso em 14 ago 2019.

ENVIRONMENT AGENCY. Contaminants in soil: updated collation of toxicological data and intake values for humans. Inorganic arsenic. Science Report SC050021/SR TOX1. Bristol: **Environment Agency**. 11p. (2009).

ESTRELA, Maria Alexandra; CHAVES, Lúcia Helena Garofalo; SILVA, Larissa Novais. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. **Revista Ceuma Perspectivas**, v. 31, n. 1, p. 160-172, 2018.

FERNANDES, J. D., DANTAS, E. R. B., BARBOSA, J. N., BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 7, n. 1, 2011.

FERNANDES, G., TIECHER, T., PITON, R., PELLEGRINI, A., e DOS SANTOS, D. R. Impacto da fertilização nitrogenada em pastagens perenes na contaminação dos recursos naturais. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 03-14, 2017.

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. *Revista Symposium*, v. 06, n. 02, p. 36-41, 2008.

FERREIRA, A., KUNH, S. S., CREMONEZ, P. A., DIETER, J., TELEKEN, J. G., SAMPAIO, S. C., e KUNH, P. D. Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 3081-3089, 2018.

FLORES, E. M. M.; KRUG, F. J.; BARIN, J. S.; ARRUDA, M. A. Z. Decomposição de materiais orgânicos por via úmida. Métodos de Preparo de Amostras; **Fundamentos Sobre Preparo de Amostras Orgânicas e Inorgânicas Para Análise Elementar**, 1.ed. CENA/USP, Piracicaba, pp. 252-275. Chapter 7, 2008.

FRANCO, T. F., LIMA, E. S. A., AMARAL SOBRINHO, N. M. B., CARMO, M. G. F., e BREDA, F. A. D. F. Enriquecimento e biodisponibilidade de elementos tóxicos em áreas de produção intensiva de hortaliças. *Revista Caatinga*, v. 33, n. 1, p. 124-134, 2020.

FRANZ, M. R., LOPES, C. L., DE ANDRADE, E. A., e JÚNIOR, L. A. Z. Composição química de cama de aviário condicionada com gesso agrícola ou cal virgem. **Acta Iguazu**, v. 9, n. 4, p. 24-32. 2020.

FUKAYAMA E., H. **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante.** Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias do Campus de Jaboticabal, Jaboticabal. 99p. (2008)

GHOSH A.K., BARBOSA J., SILVA I.R. An environmental threshold of soil test P and degree of P saturation of Brazilian Oxisols. **Clean – Soil Air Water**, 39 (2011), pp. 421-427

GIACOMINI, P. **Contaminazione da arsenico in suoli del Bangladesh.** f.92. Tese de Laurea (doutorado), Università degli Studi di Torino, Torino, 2005.

GIROTTO, E., CERETTA, C. A., BRUNETTO, G., SANTOS, D. R. D., SILVA, L. S. D., LOURENZI, C. R., LORENSINI, F., VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965, 2010.

GIRAL, M.; ZAGURY, G. J; DESCHÊNES, L; BLOUIN, J. P. Comparison of four extraction procedures to assess arsenate and arsenite species in contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1890-1898, 2010.

GOMES, L.P.; PERUZATTO, M.; DOS SANTOS, V.S.; SELMITO, M.A.; MIRANDA, L.A.S. Indicadores de sustentabilidade na avaliação de granjas suínicas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.2, p. 143-154, 2014.

GUCWA-PRZEPIÓRA, E., NADGÓRSKA-SOCHA, A., FOJCIK, B., e CHMURA, D. Enzymatic activities and arbuscular mycorrhizal colonization of *Plantago lanceolata* and *Plantago major* in a soil root zone under heavy metal stress. **Environmental Science and Pollution Research**, 23(5), 4742-4755. (2016).

GRAFE, M., EICK, M. J., GROSSI, P. R. Adsorption of Arsenate and Arsenite on Goethite in the Presence and Absence of Dissolved Organic Carbon. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.65, p. 1680-1687, 2001.

GUPTA G., GARDNER W. Use of clay mineral (montmorillonite) for reducing poultry litter leachate toxicity (EC50). **J. Hazard. Mater.** B118 (2005), pp. 81-83.

HAHN, L. **Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agrossistemas.** Programa de Pós- graduação em Agrossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Dissertação de Mestrado, 127 p. 2004.

HANG, X.S.; WANG, H.Y; ZHOU, J.M.; MA, C.L.; DU, C.W.; CHEN, X.Q. Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta. **Environmental Pollution**, v.157, n.8-9, p.2542-2549, 2009. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.03.002

HARTLEY, W. E LEPP, N. Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. **Science of the Total Environment**, 390, pp. 35-44. (2008).

HOENIG, M. Preparation steps in environmental trace element analysis — facts and traps: a review. **Talanta**, 54, pp. 1021-1038 2001.

HOENIG, M.; DE KERSABIEC, A. Sample preparation steps for analysis by atomic spectroscopy methods: present status: a review. **Spectrochim. Acta B**, 51, pp. 1297-1307, 1996.

HOOVER, N. L., LAW, J. Y., LONG, L. A. M., KANWAR, R. S., e SOUPIR, M. L. Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality, and crop revenue. **Journal of environmental management**, v. 252, p. 109582, 2019.

HSEU, Z. Y. Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. **Bioresource technology**, v. 95, n. 1, p. 53-59, 2004.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Podologia**. 2ed. Rio de Janeiro, 2007.

ISLAM, S., RAHMAN, M.M., ISLAM, M.R., NAIDU, R., 2016. Arsenic accumulation in rice: consequences of rice genotypes and management practices to reduce human health risk. **Environment international**. 96, 139–155.

JIN, C.W., S.J. ZHENG, Y.F. HE, G.D. ZHOU, Z.X. ZHOU. Lead contamination in tea garden soils and factors affecting its bioavailability. **Chemosphere**. v.59, 2005.

JORIS, H. A. W., FONSECA, A. F. D., ASAMI, V. Y., BRIEDIS, C., BORSZOWSKI, P. R., e GARBUIO, F. J. Adsorção de metais pesados após calagem superficial em um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 1, p. 1-10, 2012.

JUNIOR, C. H. A., BOARETTO, A. E., MURAOKA, T., DE CASTRO KIEHL, J. **Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal**. Tópicos Especiais em Ciência do Solo, v. 4, n. 4, p. 391-470, 2005.

KIBET, L.C.; ALLEN, A.L.; CHURCH, C.; KLEINMAN, P.J.A.; FEYEREISEN, G.W.; SAPORITO, L.S.; WAY, T.R. Transport of dissolved trace elements in surface runoff and leachate from a Coastal Plain soil after poultry litter application. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.68, n.3, p.212-220, 2013. DOI: 10.2489/jswc.68.3.212

KOMÁREK, M., VANEK, A., ETTLER, V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides – review. **Environmental Pollution**, 172, pp. 9-22. (2013).

KUMAR, R.R.; PARK, B.J.; CHO, J.Y. Application and environmental risks of livestock manure. **Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry**, v.56, n.1, p. 497-503, 2013. DOI: 10.1007/s13765-013-3184-8

LANA, R. M. Q., DE ASSIS, D. F., DE ANDRADE SILVA, A., LANA, Q., GUIMARÃES, E. C., e BORGES, E. N. Alterações na produtividade e composição nutricional de uma pastagem após segundo ano de aplicação de diferentes doses de cama de frango. **Biosci. J.**, Uberlândia, v.26, n.2, p.249-256, 2010.

LI, N.; FANG, G.; ZHAO, L.; WANG, S. Determination of arsenic in foods by flow injection on-line sorption pre-concentration with hydride generation atomic fluorescence spectrometry. **Food Addit. Contam. Part A**, 26, pp. 839-846, 2009.

LI, Y.; CHEN, T. Concentrations of additive arsenic in Beijing pig feeds and the residues in pig manure. **Resources, Conservation and Recycling**, v.45, n.4, p.356–367, 2005. DOI: 10.1016/j.resconrec.2005.

LIMA, F. de. **Internacionalização e reestruturação produtiva no setor avícola de Mato Grosso do Sul**. Dissertação - Mestrado em Geografia. Pós-graduação em Geografia - UFGD, 142f. 2017.

LIMA, L.M.; MENEZES, J.F.S. Camas de frango tratadas com condicionadores na adubação. **Gestão Tecnologia e Ciências**, v.2, n.4, p.63-70, 2014.

LIN Y., WATTS D.B., VAN SANTEN E., CAO G. Influence of poultry litter on crop productivity under different field conditions: a meta-analysis. **Agron. J.**, 110 (2018), pp. 807-818

LIU, W. R., ZENG, D., SHE, L., SU, W. X., HE, D. C., WU, G. Y., MA, X. R., JIANG, C.H., YING, G. G. Comparisons of pollution characteristics, emission situations, and mass loads for heavy metals in the manures of different livestock and poultry in China. **Science of the Total Environment**, p. 139023, 2020.

LUCCA, W.; CECCHIN, R.; TIMBOLA, E.; GRANDIN, J.; LUCCA, M. S. Efeito de diferentes tratamentos químicos em cama para aves de corte. **Revista Agrogeoambiental**, v. 4, n. 1, p. 25-31, 2012.

MAKAN, A. Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. **Waste Manage**, v.42, n.1, p.17-22, 2015. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.04.019

MARIN, A. R.; MASSCHEYLEN, P. H.; PATRICK JR. W. H. oil redox - pH stability of arsenic species and influence on arsenic uptake by rice. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.152, p. 245-253, 1993.

MARÍN, O. L. Z. **Caracterização e avaliação do potencial fertilizante e poluente de distintas camas de frango submetidas a reusos sequenciais na Zona da Mata do Estado de Minas Gerais**. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós – Graduação em Engenharia Agrícola. Viçosa – MG. UFV 68f. 2011.

MARONEZI, L. **Impactos Ambientais da Criação de Frangos de Corte no Sistema de Integração na Pequena Propriedade Rural**. Monografia (Graduação em Tecnologia em Planejamento e Gestão para Desenvolvimento Rural) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul/Campus de Camargo, Camargo, 2011. 59 f.

MARQUES JJ, SCHULZE DG, CURI N, MERTZMAN SA (2004) Major element geochemistry and geomorphic relationships in Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, 119: 179-195.

MASSCHEYLEN, P. H.; DELAUNE, R. D.; PATRIK, W. H. JR. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. **Environmental Science and Technology**. Easton, v.25, p. 1414 – 1418, 1991.

MCGRATH, S. P.; SMITH, S. Chromium and nickel, w: Heavy metals in soils, ed. **Alloway BJ, Blackie Academic and Professional, Glasgow, UK (152-179)**, 1995.

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.

McARTHUR, J. M.; BANERJEE, D. M.; HUDSON-EDWARDS, K. A.; MISHRA, R.; PUROHIT, P. Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in a anoxic ground water. **Appl. Geochem**, v. 19, p. 1.255-1.293, 2004.

MELLIS, E. V.; CRUZ, M. C. P.; CASAGRANDE, J. C. Nickel adsorption by soils in relation to pH, organic matter, and iron oxides. **Scientia Agricola**, v. 61, n. 02, p. 190-195, 2004.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A. Influência de métodos de digestão e massa de amostra na recuperação de nutrientes em resíduos orgânicos. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 556-561, 2008.

MIELE, A.; MILAN, P. A. Composição mineral de cama de aviário de frangos de corte e sua utilização na adubação de vinhedos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 18, n. 7, p. 729-733, 1983.

MITCHELL, C.C.; TU, SH. Nutrient accumulation and movement from poultry litter. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 70:2146-2153, 2006.

MORAL, R.; PEREZ-MURCIA, M.D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, v.28, n.2, p.367– 371, 2008. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.01.009

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

MUHAMMAD, J., KHAN, S., LEI, M., KHAN, M. A., NAWAB, J., RASHID, A., ULLAH, S., KHISRO, S. B. Application of poultry manure in agriculture fields leads to food plant contamination with potentially toxic elements and causes health risk. **Environmental Technology e Innovation**, 2020.

NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. Tese de Doutorado–Departamento de Engenharia Civil, 2006.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F. Correlações entre características de Latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 06, p. 965-971, 2004.

NASCIMENTO, G. A. Z. **Utilização de Resíduos Avícolas para a Produção de Energia e Biofertilizante na Gestão de Propriedades Rurais**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química no Centro Universitário do Instituto Mauá. São Caetano do Sul, 2011.

NAWAB J., GHANI J., KHAN S., XIAOPING W. Minimizing the risk to human health due to the ingestion of arsenic and toxic metals in vegetables by the application of biochar, farmyard manure and peat moss. **J. Environ. Manag.** pp. 172-183, 2019.

NEPAR-SBCS-NÚCLEO ESTADUAL PARANÁ–SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná**. 2 ed. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2019.

NGUYEN H.Q., KANWAR R.S., HOOVER N.L., DIXON P., HOBBS J., PEDERSON C., SOUPIR M.L. Long-term effects of poultry manure application on nitrate leaching in tile drain water. **Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)**, 56 (2013), pp. 91-101

NIKOLAIDIS, N., TYROVOLA, K. Arsenic mobility and stabilization in topsoils. **Water Research**, 43, 1589-1596. (2009).

NOGUEIRA, T.A.R. **Disponibilidade de cádmio em Latossolos e sua transferência e toxicidade para as culturas de alface, arroz e feijão**. 2012. Tese (doutorado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba-SP.

NOGUEIRA, M.A. Aplicação de resíduos ao solo: a microbiologia pode ajudar no monitoramento? In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**. Florianópolis/SC. Anais. Florianópolis, CBCS. 2013.

NOVAKOWISKI, J. H.; SANDINI, I. E. FALBO, M. K. MORAES, A.; NOVAKOWISKI, J. H. Adubação com cama de aviário na produção de milho orgânico em sistema de integração lavoura-pecuária. **Ciências Agrárias**, v.34, n.4, p.1663-1672, 2013.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 4, p. 807 – 812, 2001.

OLIVEIRA, E. “Sample Preparation for Atomic Spectroscopy: Evolution and Future Trends”; **Journal Braz. Chemistry. Soc.** 14, 174-182, 2003.

OLIVEIRA, R. C. B. DE; MARINS, R. V. Trace Metals Dynamics in Soil and Estuarine Sediment as a Major Factor Controlling Contaminants Contribution to the Aquatic Environment: Review. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, 2011.

OLIVEIRA, Paulo A. V. **Arranjo tecnológico no tratamento de dejetos de suínos e de aves para a produção de fertilizante orgânico**. Concórdia: Embrapa, 2013. 12p.

OLIVEIRA, R. DE M.; ANTUNES, A. C. N.; VIEIRA, M. A.; MEDINA, A. L.; RIBEIRO, A. S. Evaluation of sample preparation methods for the determination of As, Cd, Pb, and Se in rice samples by GF AAS. **Microchemical Journal**, v. 124, p. 402-409, 2016.

- OLIZ, C. M., LOPES, E. R., MEDINA, A. L., RIBEIRO, A. S., e NUNES, A. M. Determinação de metais por técnicas de espectrometria atômica em amostras de carvão mineral e cinzas utilizando metodologia de superfície de resposta. **Química Nova**, v. 39, n. 8, p. 936-943, 2016.
- ORESTE, E. Q.; JESUS, A.; OLIVEIRA, R. M.; SILVA, M. M.; VIEIRA, M. A.; RIBEIRO, A. S. New design of cold finger for sample preparation in open system: determination of Hg in biological samples by CV-AAS. **Microchemical Journal**, v. 109, p. 5-9, 2013.
- OVIEDO-RONDÓN, Edgar O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, n.1, p.239-252, 2008.
- PALHARES, J., C., P.; KUNZ, A. **Manejo ambiental na avicultura. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves**, 2011. 221p.
- PEAKALL, D.. BURGER, J. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 56, pp. 110-121. (2003).
- PEÑA, J. A. G., **Produtividade de milho, perdas de nitrogênio e compartimentos da matéria orgânica em solo adubado com cama de aviário**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas. UFV - Universidade Federal de Lavras, Viçosa-MG, 100 p. 2010.
- PENHA, H. G. V. **Teores e coeficientes de distribuição de elementos-traço em latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos**. Tese de Doutorado, UFV - Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG. 100 p. 2011.
- PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; OLIVEIRA, L.R.; CURI, N., SILVA, M.L.N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção e dessorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 36, p. 1077-1084, 2001.
- PIERANGELI, M. A. P., GUILHERME, L. R. G., OLIVEIRA, L. R., CURI, N., e SILVA, M. L. N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 06, p. 737-745, 2003.
- PREUSCH, P.L.; ADLER, P.R.; SIKORA, L.J.; TWORKOSKI, T.J. Nitrogen and Phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v.31, n.6, p.2051-2057, 2002. DOI: 10.2134/jeq2002.2051
- RAIJ, B. VAN. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, v. 28, n. UNICO, p. 85–112, jan. 1969.
- RECK, A. B. e SCHULTZ, G. Aplicação da metodologia multicritério de apoio à decisão no relacionamento interorganizacional na cadeia da avicultura de corte. **Rev. Econ. Sociol. Rural** , v. 54, n. 4, p. 709-728, dez. 2016.
- REIS, I. M. S; DE MELO, W. J; MARQUES JÚNIOR, J.; FERRAUDO, A. S; DE MELO, G. M. P. Adsorção de cádmio em Latossolos sob vegetação de mata nativa e cultivados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 38:2014.



- RIBEIRO, D. O.; CASTOLDI, G.; SILVA, H. D.; CALVACANTE, T. J.; JÚNIOR, J. J. A.; LIMA, L. I. O.; CARBALLAL, M. R. Atributos físicos de um latossolo após o uso de doses de cama de frango acrescidas à adubação mineral. **Colloquium Agrariae**. v. 15, n. 2, p. 9-17, 2019.
- ROCA, J.; POMARES, F. Prediction of available heavy metals by six chemical extractants in a sewage sludge-amended soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, p.2119- 2136. 1991.
- RODRIGUEZ, L.; RUIZ, E.; ALONSO-AZCARATE, J.; RINCON, J. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. **Journal of Environmental Management**. v. 90, p. 1106–1116, 2009.
- RODRIGUES, W. O. P. **Cadeia produtiva do frango de corte no Estado de Mato Grosso do Sul: uma análise de mercado**. Dissertação (Mestrado em Agronegócios). Dourados - MS, Programa de Pós – Graduação em Agronegócios, UFGD, 103f. 2014.
- ROGERI, D.A.; ERNANI, P. R.; MANTOVANI, A.; LOURENÇO, K. S. Composition of poultry litter in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 40. 2016.
- ROONEY, C.P., ZHAO, F.J., MCGRATH, S.P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: 10 Influence of soil properties, Ni solubility and speciation. **Environmental Pollution**, 145, pp. 596-605. (2007).
- SAADA, A.; BREEZE, D.; CROUZETTE, C.; CORNU, S.; BARANGER, P. Adsorption of Arsenic (V) on Kaolinite and on Kaolinite – humic acid complexes. **Role of humic acid nitrogen groups**. Chemosphere, Pergamon, v. 51, p. 757-763, 2003
- SAGER, M. Trace and nutrient elements in manure, dung and compost samples in Austria. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, n.6, p.1383–1390, 2007. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.015
- SAHIN, K.; SAHIN, N.; KÜÇÜK, O. Effects of chromium and ascorbic acid supplementation on growth, carcass traits, serum metabolites, and antioxidant status of broiler chickens reared at a high environmental temperature (32°C). **Nutr. Res.**, v.23, p.225-238, 2003.
- SANTOS, D. R. D; GATIBONI, L. C; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.
- SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO. **Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas tropicais e subtropicais**. F.A.O. 2 ed . Porto Alegre, Genesis, 645 p. 2008.
- SANTOS, L. M. D. **Fracionamento de Ba, Cr, Cu, Ni e Zn em solos tratados com lodo de esgoto em experimentos de longa duração**. 120 f. Tese de doutorado. Programa de pós graduação em química. UFSCar. 2010.

SCHMIDT, R. O., MEURER, E. J., TORNQUIST, C. G., BIASSUSI, M., e BIANCHIN, L. Elementos-traço em fertilizantes orgânicos utilizados em áreas de produção olerícola. **Cadernos de Agroecologia**, v. 8, n. 2, 2013.

SCHNEIDER, S., CASSOL, A., LEONARDI, A., e MARINHO, M. D. M. Os efeitos da pandemia da Covid-19 sobre o agronegócio e a alimentação. **Estudos Avançados**, v. 34, p. 167-188, 2020.

SECCO, R. C. **Fitodisponibilidade de zinco, cobre, cromo e níquel de lodo de esgoto (N – Viro Soil) e de dejetos de suínos aplicados superficialmente a Latossolo Vermelho sob plantio direto**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SENGUPTA, M. K.; DASGUPTA, P. K. An automated hydride generation interface to ICP-MS for measuring total arsenic in environmental samples. **Anal. Chem.**, 81, pp. 9737-9743, 2009.

SERRANO, L. A. L., SILVA, V. M. D., FORMENTINI, E. A. Uso de compostos orgânicos no plantio do cafeeiro conilon. **Revista Ceres** 58: 100-107. 2011.

SHAHEEN, S.M.; TSADILAS, C.D.; RINKLEBE, J. A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. **Advances in Colloid and Interface Science**, v.201-202, n.1, p.43-56, 2013. DOI: 10.1016/j.cis.2013.10.005

SHARAMEL, O.; MICHALKE, B.; KETTRUP, A. Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures. **Sci. Total Environ.**, v. 263, p. 11-22. 2000.

SHARPLEY A.N., HERRON S., DANIEL T. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. **J. Soil Water Conserv.**, 62 (2007), pp. 375-389

SIDDIQUE M.T., ROBINSON J.S. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. **J. Environ. Qual.**, 32 (2003), pp. 1114-1121

SILVA, T. R. Cultivo do milho e disponibilidade de P sob adubação com cama de frango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 15, n. 9, p.903-910, jun. 2011.

SILVA, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ALVES, G. S.; CAVALCANTE, L. F.; OLIVEIRA, A. N. P.; ARAÚJO, M. A. M. Rendimento do inhame adubado com esterco bovino e biofertilizante no solo e na folha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.3, p.253-257, 2012.

SILVA, S. B. **Análise de solos para ciências agrárias**. UFRA - Universidade Federal Rural da Amazônia. 2 ed. BELÉM. p.167. 2018.

SIMIÃO J. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais em uma Empresa de Usinagem sobre o Enfoque da Produção mais limpa**. Dissertação. USP Escola de Engenharia de São Carlos, 2011.

SIPOS, P., NÉMETH, T., KIS, V. K., e MOHAI, I. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. **Chemosphere**, v. 73, n. 04, p. 461-469, 2008.

SMITH, M.O.; TEETER, R.G. Potassium balance of the 5- to 8-week old broiler exposed to constant heat or cycling high temperature stress and the effects of supplemental potassium chloride on body weight gain and feed efficiency. **Poult. Sci.**, v.66, p.487-492, 1987.

SOUZA, V., L., B.; LIMA, V.; HAZIN, C., A.; FONSECA, C., K., L.; SANTOS, S., O. Biodisponibilidade de metais traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**. International Joint Conference Radio, Brazil. Sociedade Brasileira de Proteção Radiológica - SBPR, Gramado, RS. P. 26-29. 2015.

STERCKEMAN, T.; REDJALA, T.; MOREL, J. L. Influence of exposure solution composition and of plant cadmium content on root cadmium short-term uptake. **Environmental and Experimental Botany**, v. 74, p. 131–139, 2011.

STROBEL, B.W.; BORGGGAARD, O.K.; HANSEN, H.C.B.; ANDERSEN, M.K.; RAULUND-RASMUSSEN, K. Dissolved organic carbon and decreasing pH mobilize cadmium and copper in soil. **European Journal of Soil Science**, 56: 189-196, 2005.

SUBAEDAH S., ALADIN A., NIRWANA. Fertilization of nitrogen, phosphor and application of green manure of *Crotalaria juncea* in increasing yield of maize in marginal dry land. **Agric. Agric. Sci. Procedia**, 9 (2016), pp. 20-25

TARVAINEN, T.; ALBANESE, S.; BIRKE, M.; PONAVID, M.; REIMANN, C. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. **Applied, Geochemistry**, v. 28, p. 2-10, 2013.

TABOLKA, C. L. **Características químicas do solo e desempenho de culturas após quatro anos de aplicações de cama de aviário em diferentes épocas e níveis**. Dissertação de Mestrado. Pato Branco - PR. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. UTFPR. 75 f. 2016.

TEDESCO, M., J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C., A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S., J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim Técnico nº 5 - Departamento de Solos – UFRGS, Porto Alegre. 2ªed. 174 p. 1995.

TESSARO, A. B.; TESSARO, A. A.; CANTÃO, M. P.; MENDES, M. A. Potencial Energético da Cama de Aviário Produzida na Região Sudoeste do Paraná e Utilizada como Substrato para a Produção de Biogás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.8, n.2, p.357-377, 2015. DOI: 10.17765/2176-9168.2015v8n2p357-377

TOSELLI, M.; BALDI, E.; MARCOLINI, G.; MALAGUTI, D.; QUARTIERI, M.; SORRENTI, G.; MARANGONI, B. Response of potted grapevines to increasing soil copper concentration. **Australian Journal of Grape and Wine Research**, v. 15, n. 1, p. 85-92, 2009.

TOTH, G., HERMANN, T., DA SILVA, MR, e MONTANARELLA, L. Metais pesados em solos agrícolas da União Europeia com implicações para a segurança alimentar. **Environment international** , 88 , 299-309. 2016.

TRANI, P. E.; TERRA, M.M.; TECCHIO, M.A.; TEIXEIRA, L.A.J.; HANASIRO, J. Adubação Orgânica de Hortaliças e Frutíferas. **Instituto Agrônomo de Campinas**, SP, 2013

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1999. p. 753-761.

UBA - União Brasileira de avicultura (São Paulo). 2014. Available at: <  
<http://www.ubabef.com.br/files/publicacoes/732e67e684103de4a2117dda9ddd280a.pdf>>.  
Accessed on: Mai. 20. 2017.

UPRETY D., HEJCMAN M., SZÁKOVÁ J., KUNZOVÁ E., TLUSTOŠ P. Concentration of trace elements in arable soil after long-term application of organic fertilizers. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, 85 (2009), pp. 241-252

USMAN, A. R., ALMAROAI, Y. A., AHMAD, M., VITHANAGE, M., e OK, Y. S. Toxicity of synthetic chelators and metal availability in poultry manure amended Cd, Pb and As contaminated agricultural soil. **Journal of hazardous materials**, v. 262, p. 1022-1030, 2013.

VASSILEVA, E.; QUÉTEL, C. R. Certification measurement of the cadmium, copper and lead contents in rice using isotope dilution inductively coupled plasma mass spectrometry. *Anal. Chim. Acta*, 519, pp. 79-86, 2004.

VAUGHAN, G.T. **The environmental chemistry and fate of arsenical pesticides in cattle tick dip sites and banana land plantations**. Melbourne: CSIRO Division of Coal Industry, Center for Advanced Analytical Chemistry, NSW, 1993.

VAYEGO S. A. USO DE MODELOS MISTOS NA AVALIAÇÃO GENÉTICA DE LINHAGENS DE MATRIZES DE FRANGO DE CORTE. Tese de Doutorado. Curitiba – PR. Programa de Pós-Graduação em Genética. UTFPR. 104f. 2007.

VAZ, R. G. M. V., OLIVEIRA, R. F. M., DONZELE, J. L., ALBINO, L. F. T., OLIVEIRA, W. P., e SILVA, B. A. N. Níveis de cromo orgânico em rações para frangos de corte mantidos sob estresse por calor no período de um a 42 dias de idade. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 61, n. 2, p. 484-490, 2009.

VIRTUOSO, M. C. da S., DIAS, L. N. de S., FAGUNDES, P. S. de F., LEITE, P. R. de S. da C. Reutilização da cama de frango. **Revista eletrônica Nutritime** – ISSN 1983-9006 - Artigo 296 Volume 12 - Número 02– p. 3964– 3979. 2015.

VOILA, Márcia; TRICHES, Divanildo. A cadeia de carne de frango: uma análise dos mercados brasileiro e mundial de 2002 a 2012. **Revista Teoria e Evidência Econômica**, v. 21, n. 44, 2015.

WANG, H.; DONG, Y.; WANG, H. Hazardous metals in animal manure and their changes from 1990 to 2010 in China. **Toxicological e Environmental Chemistry**, v.96, n.9, p.1346-1355, 2014. DOI: 10.1080/02772248.2015.1023305

WELNA, M.; SZYMCZYCHA-MADEJA, A.; POHL, P. Comparison of strategies for sample preparation prior to spectrometric measurements for determination and speciation of arsenic in rice. *Trends Anal. Chem.*, 65, pp. 122-136, 2015.

WU, S.; PENG, S.; ZHANG, X.; WU, D.; LUO, W.; ZHANG, T.; ZHOU, S.; YANG, G.; WAN, H.; WU, L. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan China. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 148, p. 71–78, 2015.

YOUNG, B. J.; RIZZO, P. F.; RIERA, N. I.; TORRE, V. D.; LÓPEZ, V. A.; MOLINA, C. D.; SÁNCHEZ, A. (2016). Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management*, 54, 101–109. 2016.

ZHANG, X., LIN, F., JIANG, Y., WANG, K., & FENG, X. L. Variability of total and available copper concentrations in relation to land use and soil properties in Yangtze River Delta of China. *Environmental monitoring and assessment*, 155(1-4), 205-213, 2009.

ZHELJAZKOV, V. D.; WARMAN, P. R. Comparison of three digestion methods for the recovery of 17 plant essential nutrients and trace elements from six composts. *Compost science e utilization*, v. 10, n. 3, p. 197-203, 2002.

ZHOU H., YANG W.T., ZHOU X., LIU L., GU J.F., WANG W.L., ZOU J.L., TIAN T., PENG P.Q., LIAO B.H. Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13 (3), 2016.