

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JÔSI MYLENA DE BRITO SANTOS

MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS SOLOS DA PLANÍCIE E SEDIMENTOS DE  
MARGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU – PR, BRASIL

CURITIBA

2021

JÓSI MYLENA DE BRITO SANTOS

MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS SOLOS DA PLANÍCIE E SEDIMENTOS DE  
MARGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU – PR, BRASIL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Eloana J. Bonfleur

Coorientador: Prof. Dr. Vander de Freitas Melo

CURITIBA

2021

Santos, Jôsi Mylena de Brito

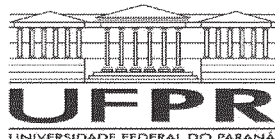
Monitoramento ambiental dos solos da planície e sedimentos de margem da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu – PR, Brasil./ Jôsi Mylena de Brito Santos. – Curitiba, 2021

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Orientadora: Eloana Janice Bonfleur.

Coorientador: Vander de Freitas Melo.

1. Qualidade ambiental. 2. Planície de inundação. 3. Solos - Contaminação. I. Bonfleur, Eloana Janice. II. Melo, Vander de Freitas. III. Título. IV. Universidade Federal do Paraná.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIA DO SOLO -  
40001016014P4

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIA DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **JÔSI MYLENA DE BRITO SANTOS** intitulada: **MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS SOLOS DA PLANÍCIE E DE SEDIMENTOS DE MARGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU - PR, BRASIL**, sob orientação do Prof. Dr. VANDER DE FREITAS MELO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 22 de Fevereiro de 2021.

Assinatura Eletrônica  
23/02/2021 15:23:09.0  
VANDER DE FREITAS MELO  
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica  
23/02/2021 15:09:02.0  
LETÍCIA DE PIERRI  
Avaliador Externo (INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O  
DESENVOLVIMENTO)

Assinatura Eletrônica  
24/02/2021 10:06:34.0  
BRUNA RAMALHO  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TUIUTI DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica  
23/02/2021 15:04:07.0  
NERILDE FAVARETTO  
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Dedico a minha família Helena Brito (Mãe), Williamar Brito (Irmão), Denis Pinheiro (Marido), Amanda Proença Souza (Irmã – amiga) e Amora de Brito Pinheiro (minha Afilha), com todo meu amor.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, por sua infinita misericórdia e amor, por ter me permitido viver essa aventura de sair do meu estado para estudar junto com meu marido.

Aos meus orientadores Dra. Eloana J. Bonfleur e Dr. Vander de F. Melo, pela atenção, compreensão e repasse de conhecimento que levarei por toda minha vida. Estendo meus sinceros agradecimentos a banca, por aceitarem o convite e pelas contribuições ao meu trabalho.

À minha família, base fundamental para que eu estivesse aqui, minha mãe Helena Brito, por sempre acreditar nos meus sonhos, meu irmão Williamar Brito, por seu cuidado e paciência comigo, minha melhor amiga e irmã Amanda Proença Souza, por mesmo distante está sempre preocupada, pronta pra me ouvir e aconselhar em todos os momentos (obs: obrigada por trazer ao mundo a estrelinha que me alegra todos os dias), a minha aubebê Amora por ter me ajudado a sair de diversas crises de ansiedade com suas lambidas e brincadeiras, e ao meu amado Marido Denis Pinheiro, que acredita no meu potencial mais do que todos e que nunca largou minha mão nesses últimos 10 anos, você é um presente de Deus na minha vida.

À equipe de trabalho e laboratório que se tornaram amigos do coração: Juliana Pereira (minha dupla imbatível), Danilo Martins, Edvaldo Cardoso, Carla Albuquerque, Fabiana Gavelaki, Ismael Soares e Stallone Soares, vocês são a alegria do laboratório de Mineralogia.

Em especial, agradeço o cuidado, carinho e conversas que tive com a Maria Aparecida, mais que a responsável do laboratório, você foi uma Mãe e cuidou de todos nós com amor e dedicação, nada seria igual sem você, muitíssimo obrigada.

Aos demais amigos e colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo por todas as conversas, incentivos, choros e aprendizados ao longo desses dois anos, vocês são guerreiros.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de Mestrado, sem a mesma não conseguira sair lá do norte do Brasil para realização desse sonho.

À todos que acreditaram na menina nortista que saiu em busca de um sonho, quero dizer que EU CONSEGUI, muito obrigada!

## RESUMO

A partir do início do século XXI houve um aumento da consciência ambiental para todo o mundo devido ao esgotamento dos recursos naturais disponíveis. A avaliação da qualidade ambiental é fundamental para realização de uma gestão integrada e tomadas de decisão assertivas objetivando a preservação dos recursos naturais. O método mais correto para realizar essa avaliação é utilizando os limites da bacia hidrográfica pois permite englobar variáveis ambientais (formação geomorfológica, topografia, clima, atributos físicos químicos e mineralógicos dos solos) e socioeconômicas (uso e ocupação do solo). As planícies de inundação são ambientes dinâmicos, consideradas arquivos naturais das atividades antrópicas e portanto, seu monitoramento ambiental permite identificar potenciais riscos dessas atividades. O objetivo deste trabalho foi determinar os teores dos Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) em solos e sedimentos de margem na planície de inundação da Bacia do Alto Iguaçu e sua relação com uso e ocupação do solo entre 2017 a 2019. Para tal, foram utilizados parâmetros geoambientais (geomorfologia, mineralogia, geologia e análises físico-químicas) e características morfométricas (forma e ordenamento dos rios) para calcular os índices morfométricos da Bacia do Alto Iguaçu indicando suas características estruturais. As bases de dados para elaboração dos mapas foram fornecidas pela NASA, ITCG Paraná e MapBiomias com processamento no software QGIS. A coleta de solo e sedimentos ocorreram no mês de agosto dos três anos estudados. As análises químicas, físicas e mineralógicas dos solos e sedimentos foram feitas seguindo os métodos clássicos estabelecidos na literatura. A análise dos componentes principais foi usada para avaliar os dados obtidos assim como o teste t de média a 95% para avaliação da variação anual. A morfoestrutura da bacia é de baixa susceptibilidade a inundações, porém com vulnerabilidade a danos ambientais de acordo com seu uso. A diminuição da “área verde” e ascensão de áreas com infraestrutura urbana aumentam a presença de zonas de risco para a população. Os constituintes mineralógicos estão em consonância com os materiais geológicos da região (formação Guabirota, complexos Gnáissico-migmatítico e Metamórfico indiferenciado), apresentando minerais que indicam baixo grau de intemperismo o que é comum em áreas de acúmulo e/ou lençol freático elevado. Em todas as amostras foi observado baixo pH (3,7 a 6,6), porém nas demais análises físicas e químicas houve variações significativas entre os anos de coleta. Os teores de EPT apontam forte correlação desses elementos com a fração silte nas amostras de sedimento ( $R^2$  e p) e fraca com a textura nas amostras de solo ( $R^2$  e p). Os pontos localizados na zona urbano-industrial da bacia apresentam maiores teores de EPTs nas amostras de sedimento. É necessário a implementação das medidas propostas no plano de gerenciamento da bacia em relação a ocupação de novas áreas. É fundamental a definição dos valores de referência de qualidade para elementos orgânicos e inorgânicos no solo e na água para o estado do Paraná para a realização de avaliações mais coerentes com a realidade do estado.

Palavras-chave: Qualidade ambiental. Elementos Potencialmente Tóxicos. Planícies de Inundação.

## ABSTRACT

The turn of the 21st century, there has been an increase in environmental awareness around the world due to the depletion of available natural resources. The assessment of environmental quality is essential for carrying out an integrated management and assertive decision-making aiming at the preservation of natural resources. The most correct method to carry out this assessment is to use the limits of the hydrographic basin as it allows encompassing environmental variables (geomorphological formation, topography, climate, physical chemical and mineralogical attributes of the soils) and socioeconomic (use and occupation of the soil). Flood plains are dynamic environments, considered natural archives of human activities and, therefore, their environmental monitoring allows identifying potential risks of these activities. The objective of this work was to determine the levels of Potentially Toxic Elements (EPT) in soils and margin sediments in the floodplain of the Alto Iguazu Basin and its relationship with land use and occupation between 2017 and 2019. geo-environmental (geomorphology, mineralogy, geology and physical-chemical analysis) and morphometric characteristics (form and ordering of rivers) to calculate the morphometric indices of the Alto Iguazu Basin indicating its structural characteristics. The databases for preparing the maps were provided by NASA, ITCG Paraná and MapBiomas with processing in QGIS software. The collection of soil and sediments occurred in the month of August of the three years studied. The chemical, physical and mineralogical analyzes of soils and sediments were carried out following the classical methods established in the literature. Principal component analysis was used to assess the data obtained, as well as the 95% t-test to assess annual variation. The morphostructure of the basin is of low susceptibility to flooding, but with vulnerability to environmental damage according to its use. The decrease in the "green area" and the rise of areas with urban infrastructure increase the presence of risk zones for the population. The mineralogical constituents are in line with the geological materials of the region (Guabirotuba formation, Gneissic-migmatitic and undifferentiated Metamorphic complexes), presenting minerals that indicate a low degree of weathering, which is common in areas of accumulation and/or high water table. In all samples a low pH (3.7 to 6.6) was observed, but in the other physical and chemical analyzes there were significant variations between the years of collection. The EPT contents indicate a strong correlation of these elements with the silt fraction in the sediment samples ( $R^2$  and  $p$ ) and weak with the texture in the soil samples ( $R^2$  and  $p$ ). The points located in the urban-industrial zone of the basin have higher levels of EPTs in the sediment samples. It is necessary to implement the measures proposed in the basin management plan in relation to the occupation of new areas. And it is essential to define quality reference values for organic and inorganic elements in soil and water for the state of Paraná to carry out assessments that are more coherent with the reality of the state.

Keywords: Environmental quality. Potentially Toxic Elements. Flood Plains.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	16
FIGURA 3 - MAPA GEOLÓGICO E ALTIMÉTRICO DOS PONTOS AMOSTRADOS AO LONGO DA BHAJ.....	18
FIGURA 4 – USO E OCUPAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU EM 2019.....	19
FIGURA 5 – COLETA DE SEDIMENTO E SOLO NO PONTO 4.....	21
FIGURA 5 - GRÁFICO DA PRECIPITAÇÃO ANUAL DE 2017, 2018 E 2019 DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DE CURITIBA.....	25
FIGURA 6 – MUDANÇA NO USO DO SOLO NO ENTORNO DOS LOCAIS AMOSTRADOS, ENTRE 2017 E 2019.....	27
FIGURA 7 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, PARA AS AMOSTRAS DE SEDIMENTO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.....	31
FIGURA 8 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) ENTRE VARIÁVEIS QUÍMICAS E TEXTURA DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.....	33
FIGURA 9 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, PARA AS AMOSTRAS DE SOLO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.....	35
FIGURA 10 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E TEXTURA NAS AMOSTRAS DE SOLO.....	37
Figura 11 - TEORES MÉDIOS PSEUDO-TOTAIS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018.....	38
FIGURA 12 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DOS TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS E TEXTURA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.....	40

FIGURA 13 - TEORES MÉDIOS PSEUDO-TOTAIS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NAS AMOSTRAS DE SOLO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.....	41
FIGURA 14 - ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS E TEXTURA DAS AMOSTRAS DE SOLO.....	43

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS .....	16
TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS COLETAODOS .....	19
TABELA 3 - CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU. ....	24
TABELA 4 – TEOR DE AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SOLO E SEDIMENTO COLETADAS EM 2019. ....	28
TABELA 5 – MINERAIS ACESSÓRIOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO E SEDIMENTO.....	29
TABELA 6 - VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E PREVENÇÃO* DO SOLO. ....	38

## LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ACP	- Análise de componentes principais
Al <sup>3+</sup>	- Alumínio trocável
Alb	- Albita
As	- Arsênio
Aug	- Augita
Ba	- Bário
Bio	- Biotita
C	- Carbono
Ca <sup>2+</sup>	- Cálcio trocável
CaCl <sub>2</sub>	- Cloreto de cálcio
Cd	- Cádmi
Clt	- Clorita
cmol <sub>c</sub>	- Centímol carga
CO <sub>2</sub>	- Gás carbônico
Cr	- Crômio
Ct	- Caolinita
CTC	- Capacidade de Troca Catiônica
Dd	- Densidade de drenagem
Dlm	- Dolomita
DRX	- Difractometria de Raio-X
Fe	- Ferro
Felds	- Feldspato
Ff	- Fator de forma
Gb	- Gibbsita
Gt	- Goethita
H <sup>+</sup>	- Íon hidrogênio
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	- Peróxido de hidrogênio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	- Ácido sulfúrico
HCl	- Ácido clorídrico
Hm	- Hematita
HNO <sub>3</sub>	- Ácido nítrico
Ht	- Halita

Ic	- Índice de circularidade
ICP-OES acoplado	- Espectrofotômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado
Ilm	- Ilmenita
Ill	- Illita
Is	- Índice de sinuosidade
K <sup>+</sup>	- Potássio trocável
Kc	- Coeficiente de compacidade
KCl	- Cloreto de potássio
LD	- Limite de detecção
Mg <sup>2+</sup>	- Magnésio trocável
mL	- Mililitros
mm	- Milímetros
Mn	- Manganês
mV	- Milivolt
N	- Nitrogênio
Na <sup>+</sup>	- Sódio trocável
NaOH	- Hidróxido de sódio
NASA	- <i>National Aeronautics and Space Administration</i>
Ni	- Níquel
O <sub>2</sub>	- Oxigênio
°C	- Graus Celsius
P	- Fósforo
Pb	- Chumbo
pH	- Potencial hidrogeniônico
PI	- Potencial Iônico
Plg	- Plagioclásio
Qz	- Quartzo
RMC	- Região Metropolitana de Curitiba
Sb	- Antimônio
SIG	- Sistema de Informação Geográfica
USEPA	- <i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	- Vanádio
Zn	-Zinco

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>16</b>
2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA .....	16
2.2 CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	20
2.3 PRODUÇÃO DOS MAPAS GEOAMBIENTAIS.....	20
2.4 COLETA DAS AMOSTRAS.....	20
2.5 PREPARO DAS AMOSTRAS E ANÁLISES.....	21
2.5.1 Análise granulométrica e mineralógica.....	21
2.5.2 Análises químicas .....	22
2.5.3 Teor pseudo-total dos Elementos Potencialmente Tóxicos.....	22
2.6 ANÁLISE ESTÁTISTICA.....	23
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>24</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA .....	24
3.1.1 Clima e Morfometria .....	24
3.2 MINERALOGIA .....	29
3.3 ANÁLISES QUÍMICAS .....	30
3.4 TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	37
<b>4 CONCLUSÕES</b> .....	<b>45</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>46</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>47</b>
<b>APÊNDICE 1 – FÓRMULAS UTILIZADAS PARA CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA.</b>	
<b>APÊNDICE 2 – DIFRATOGRAMAS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO E SOLO.</b>	
<b>APÊNDICE 3 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.</b>	
<b>APÊNDICE 4 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DAS AMOSTRAS DE SOLO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.</b>	
<b>APÊNDICE 5 - TEOR PSEUDO-TOTAL DE EPTS NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019 EM CADA PONTO DE AMOSTRAGEM.</b>	
<b>APÊNDICE 6 - TEOR PSEUDO-TOTAL DE EPTS NAS AMOSTRAS DE SOLO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019 EM CADA PONTO DE AMOSTRAGEM.</b>	

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o adensamento demográfico foram os marcos do século XX, ocasionando a modificação na relação homem e natureza, principalmente nos países em desenvolvimento (SANTOS; SOUZA, 2014). Décadas antes da virada para o século XXI, iniciou-se, no mundo, uma mudança de visão na sociedade, compreendendo que o aumento das problemáticas ambientais está diretamente ligado a diminuição da qualidade de vida da população (SILVA; DANTAS, 2010).

Em 1981, foi instaurado a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), através da Lei nº 6.938, indicando uma postura mais consciente do Brasil em relação a qualidade ambiental junto ao desenvolvimento socioeconômico, segurança nacional e proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981).

A avaliação da qualidade ambiental consiste em uma visão integrada das vertentes econômicas, sociais e ambientais, proporcionando uma aliança entre a preservação/conservação e ações antrópicas de desenvolvimento (FINKLER, 2013). Essa ação é fundamental no planejamento e gestão urbana, atuando como ponte entre os especialistas e os gestores, norteando o uso das melhores ferramentas e tomadas de decisão (SRUTHI KRISHNAN; MOHAMMED FIROZ, 2020).

Uma das formas de realizar a avaliação ambiental é subdividindo as regiões pelas extensões das bacias hidrográficas (NARDINI et al., 2013). Essa unidade geomorfológica é considerada ideal para estudos relacionados ao planejamento integrado, pois agrega informações ambientais através das suas características morfométricas e permite analisar de maneira sistêmica a dinâmica entre as ações antrópicas e o meio ambiente (ALBUQUERQUE; SOUZA, 2016; SILVA; SANTOS; MACIEL, 2018).

O clima, a topográfica, a formação geológica, o tipo de vegetação e as características morfométricas são algumas variáveis que definem e classificam a aptidão para uso das bacias hidrográficas (SILVA; SANTOS; MACIEL, 2018). A ocupação antrópica de áreas inapropriadas podem acarretar em danos ambientais e risco a população, sendo sempre necessário uma avaliação prévia para prevenir acidentes e tornar a gestão mais sustentável (MEKONNEN; ABEJE; ADDISU, 2021).

Mudanças no uso do solo (desmatamento, urbanização, movimentação de solo, construção de barragens, abertura de pastos, etc.) sem estudos prévios e/ou monitoramento constante desestabiliza o ciclo natural do meio ambiente podendo

ocasionar consequências irreversíveis para a manutenção do ecossistemas (GONÇALVES; FERNANDES, 2017; MEKONNEN; ABEJE; ADDISU, 2021). Atualmente, a contaminação de solos e sedimentos situados as margens de rios estão entre as ameaças mais graves aos recursos naturais, pois historicamente diversos empreendimentos, sejam eles comerciais, industriais, residenciais ou agrícolas estão situados as margens de corpos d'água e despejam seus efluentes nessa região (PONTING et al., 2021).

A importância do monitoramento em ambientes de várzea é descrita nos estudos de Kotková et al. (2019); Lynch, Batty, Byrne (2014); e Ponting et al. (2021). Uma vez que, devido a dinâmica hídrica (saturação e secagem) que ocorre nessas regiões (PONTING et al, 2021), pode ocorrer o armazenamento de elementos químicos por longos períodos de tempo e/ou serem remobilizados, liberados e absorvidos por plantas e fauna aquática (KOTKOVÁ et al., 2019; LYNCH; BATTY; BYRNE, 2014).

Alguns dos elementos químicos que chamam a atenção com relação as concentrações nesses ambientes são os Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), os quais são metais, metalóides e elementos inorgânicos que podem ser separados de acordo com sua mobilidade e toxidez ao sistema e seres vivos (PONTING et al., 2021). A movimentação (retenção ou liberação) desses EPTs está diretamente ligada a movimentação do lençol freático, mudança de pH e do potencial redox – Eh (KOTKOVÁ et al., 2019).

A mobilidade dos EPTs é estudada por meio de testes de lixiviação e solubilidade com extrações químicas simples e sequenciais usando diferentes metodologias como pode ser observado nos estudos de Bednárová et al., (2016); Chen et al, (2016); El Azhari et al., (2017); Janos et al., (2010); Kotková et al., (2018); e Wang, Li et al., (2011). Além disso, os constituintes mineralógicos, o tipo de textura e o teor de matéria orgânica também influenciam nessa movimentação e biodisponibilidade (CHEN et al., 2016).

As características dos EPTs definem seu comportamento biogeoquímico no solo, Sposito (2008) aponta o Potencial Iônico (PI) e o comportamento de Classe A ou B como características para compreender a forma e o risco que cada elemento representa ao ambiente. O PI é determinado pela razão entre valência e raio iônico do elemento, dado em nanômetros (nm), podendo ser classificados como cátions livres ( $PI < 30nm$ ), os que tendem a hidrolisar (30

< PI < 100nm) e os que tendem a ser encontrados na forma de oxiânions (PI > 100nm). Já os elementos Classe A apresentam baixa polaridade e tendem a formar complexos fortes com ligantes contendo carboxilatos, fosfatos ou moléculas de água em relação a ligantes contendo Nitrogênio – N e Enxofre – S, enquanto os de Classe B apresentam essas características oposta.

Uma das formas de avaliar se está ocorrendo o acúmulo e/ou contaminação desses ambientes é através dos valores de referência desses elementos (GUILLÉN et al., 2011). No Brasil, os valores orientadores referentes a qualidade, prevenção e investigação do ambiente foi estabelecido por meio da Resolução nº420 de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2009). Contudo, devido à variedade geológica entre os estados brasileiros é necessário o estabelecimento de valores regionais para algumas substâncias.

Até o presente momento, estados/localidades como Espírito Santo (PAYE et al., 2010), Litoral do Paraná (MELO et al., 2017), Mato Grosso e Rondônia (DOS SANTOS; ALLEONI, 2013; SILVA et al., 2017), Minas Gerais (COPAM, 2011), Nordeste do Piauí – Estuário do Delta do Rio Parnaíba (DE PAULA FILHO et al., 2015), Pará (FERNANDES et al., 2018), Pernambuco (CPRH, 2017), Rio de Janeiro (LIMA, 2015), Rio Grande do Norte (PRESTON et al., 2014) e São Paulo (CETESB, 2014) já apresentam estudos com os valores de referência publicados em periódicos ou por meio de leis ou normativas estaduais.

O presente estudo faz parte de um projeto instituído em 2017, junto a Universidade Federal do Paraná, que visa avaliar a dinâmica comportamental de diferentes contaminantes em planícies de inundação da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu (BHA). A área de estudo foi escolhida devido sua importância ambiental e econômica para o estado do Paraná, principalmente Região Metropolitana de Curitiba – RMC, e pela baixa diversidade de estudos relacionados ao uso do solo nessa região.

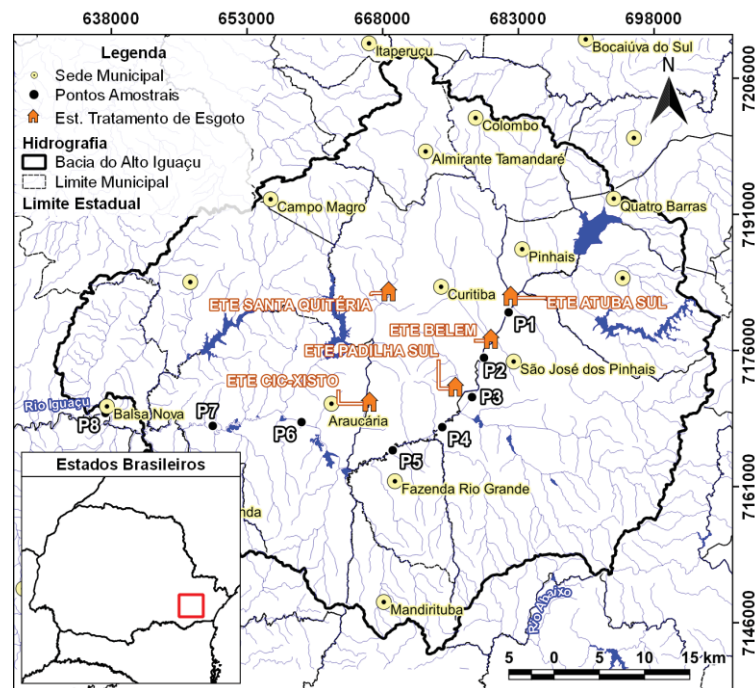
Em suma, objetiva-se com esse estudo avaliar os teores dos Elementos Potencialmente Tóxicos e sua relação com o uso e ocupação do solo da região, utilizando parâmetros geoambientais como mineralogia, análises físico-químicas e as características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA


Foram selecionados oito pontos da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu (FIGURA 1, TABELA 1) definidos para discriminar as diferentes ocupações do entorno (urbano, urbano-industrial e rural). Considerando a forte antropização da bacia, não foi possível estabelecer áreas consideradas como referência, ou seja, sem interferência antrópica.

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.



FONTE: Autora (2020).

TABELA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS

Pontos	Latitude	Longitude	Ambiente
1	25°29'3"S	49°11'24"W	

2	25°31'47"S	49°13'0"W	
3	25°34'8"S	49°13'45"W	
4	25°35'57"S	49°15'41"W	
5	25°37'22"S	49°18'56"W	
6	25°35'45"S	49°24'59"W	
7*	25°36'3"S	49°30'51"W	
8	25°35'21"S	49°37'57"W	

NOTA: \* Não foi possível o registro fotográfico do ponto 7, sendo utilizado uma imagem de satélite do ano de 2019 para compor a Tabela 1.

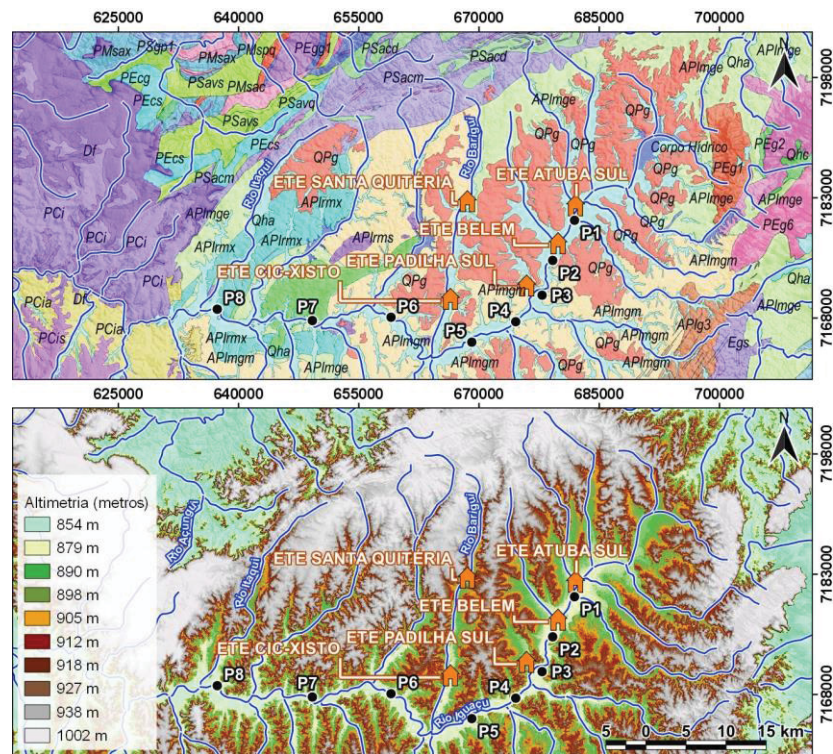
FONTE: Autora (2020).

O padrão climático da região é definido como Cfb, segundo a classificação de Köppen, com períodos de baixa pluviosidade nos meses de Junho a agosto e de alta pluviosidade nos meses de dezembro a fevereiro (IAPAR, 2019).

A área de estudo está localizada na unidade morfoestrutural da Bacia Sedimentar Cenozóica e Cinturão Orogênico do Atlântico, possui como unidade morfoescultural o Primeiro Planalto Paranaense e sua unidade morfológica é composta, principalmente, pelo Planalto do Alto Iguaçu, Planalto de Curitiba e Planícies fluviais (MINEROPAR, 2006). Sendo, grande parte da BHAJ formada por rochas metamórficas e ígneas, com arranjos complexos e uma variedade de tipos litológicos (SUDERHSA, 2007).

Os pontos amostrados (Figura 3) encontram-se, principalmente, sobre sedimentos de deposição fluvial (Qha), com presença de areia, silte, argila e cascalhos, dado suas localizações a margem do rio principal, ou seja, em menor cota altimétrica.

FIGURA 2 - MAPA GEOLÓGICO E ALTIMÉTRICO DOS PONTOS AMOSTRADOS AO LONGO DA BHAJ.

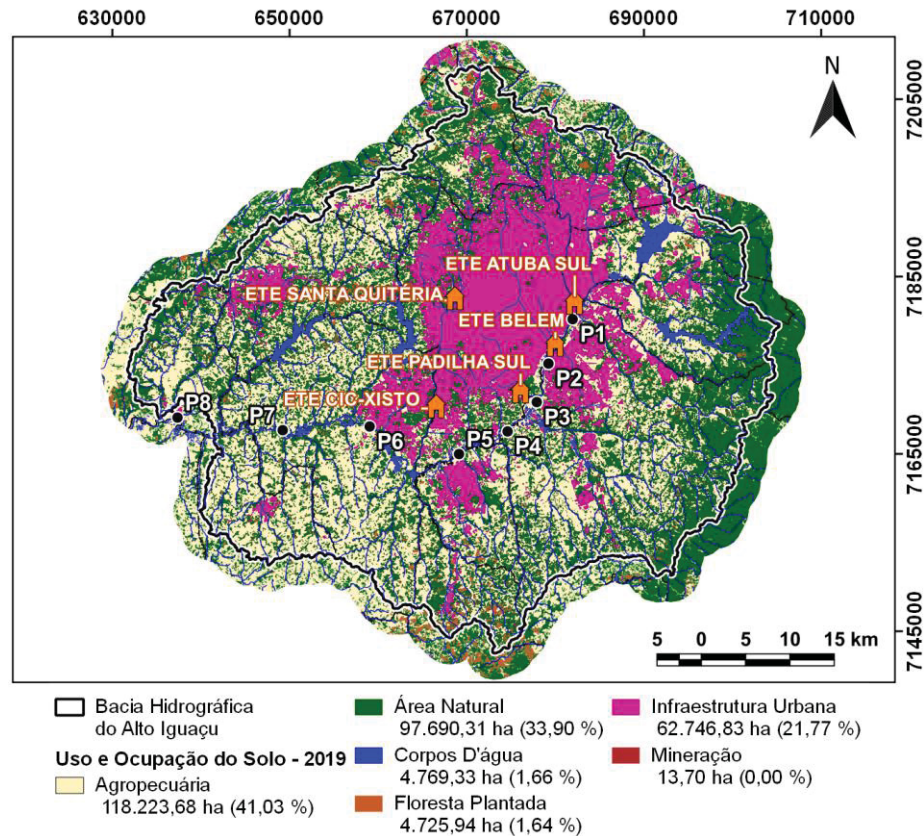


NOTA: Qha - sedimentos de deposição fluvial; Qpg – Formação Guabirotuba; APImgm/APImge – Complexo Gnáissico–migmatítico; APImx – Complexo metamórfico indiferenciado; PCi – Grupo Itararé indiviso.

FONTE: Autora (2020).

Dentre os locais amostrados, buscou-se realizar a coleta nos diferentes tipos de uso e ocupação presentes na bacia (Figura 4, Tabela 2). Os pontos 1, 2 e 3 estão próximos a zona urbana, os pontos 4, 5 e 6 estão localizados na região considerada urbano-industrial e os pontos 7 e 8 na zona rural.

FIGURA 3 – USO E OCUPAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU EM 2019.



FONTE: Autora (2020).

TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS COLETADOS

Ponto	Formação Geomorfológica <sup>1</sup>	Solo <sup>2</sup>	Uso do solo
1	Deposição Fluvial / Formação Guabirota	Gleissolo	Urbano / Após ETE Atuba Sul
2	Deposição Fluvial / Formação Guabirota	Organossolo	Urbano / Após ETE Belém
3	Deposição Fluvial / Formação Guabirota	Organossolo	Urbano
4	Deposição fluvial / Complexo Gnáissico – Migmatítico	Gleissolo	Urbano - Industrial
5	Deposição fluvial / Complexo Gnáissico – Migmatítico	Gleissolo	Urbano - Industrial
6	Deposição fluvial / Complexo Gnáissico – Migmatítico	Argissolo	Urbano - Industrial
7	Deposição fluvial / Complexo Metamórfico Indiferenciado	Gleissolo	Rural - Agropecuária

8	Deposição fluvial / Complexo Metamórfico Indiferenciado	Gleissolo	Rural - Agropecuária
---	---	-----------	----------------------

NOTA: <sup>1 2</sup> Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (2006).  
 FONTE: Autora (2021).

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA

Os índices morfométricos (Forma da bacia, Coeficiente de compacidade, Índice de circularidade, Densidade de drenagem e Índice de sinuosidade) foram determinados de acordo com a metodologia proposta por Silva; Santos; Maciel (2018), as fórmulas usadas estão descritas no Apêndice 1.

Todos os cálculos foram realizados utilizando o *software* Excel, sendo os valores de área e perímetro obtidos usando o *software* Qgis 2.18, e o curso principal do rio delimitado de forma manual por meio de fotointerpretação de imagens do Google satélite.

## 2.3 PRODUÇÃO DOS MAPAS GEOAMBIENTAIS

Utilizou-se o *software* QGIS 2.18 para confecção de todos os mapas. Para o mapa geológico as bases cartográficas foram obtidas no Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG, 2006) o que possibilitou a definição das unidades litoestratigráficas de cada ponto. No mapa altimétrico a imagem base foi obtida através do repositório de dados da *Alaska Satellite Facility* (agência de pesquisa filiada a *National Aeronautics and Space Administration* – NASA) pelo radar *Alos Palsar* com resolução espacial de 12 m (ASF, 2020).

A coleção 5 da base de dados do MapBiomias para o bioma Mata Atlântica foi utilizado para confecção do mapa de uso do solo para os anos de 2017, 2018 e 2019. A classificação para cada ano é formada por um mosaico de imagens *Landsat* 8 OLI, onde para a seleção das imagens a plataforma considerou um limite máximo de cobertura por nuvens de 50%, possibilitando assim a constituição de um mosaico uniforme e sem furos (MAPBIOMAS, 2020).

## 2.4 COLETA DAS AMOSTRAS

Para compreender as possíveis alterações nos atributos do solo e concentração de EPTs ao longo do tempo as coletas foram realizadas nos anos de 2017, 2018 e 2019, sempre no mês de agosto devido a ocorrência de menor pluviosidade na região (INMET, 2020).

Foram coletadas, utilizando uma enxada, amostras simples de sedimento úmido e solo (Figura 5), na profundidade de 0 a 10 cm, na margem do rio e à 15 metros de distância, ou seja, dentro dos limites de Área de Preservação Permanente (APP).

FIGURA 4 – COLETA DE SEDIMENTO E SOLO NO PONTO 4.



FONTE: Autora (2020).

Cada amostra, contendo cerca de 0,5 kg, foi alocada em sacos plásticos previamente identificados e levadas para o laboratório de Química e Mineralogia da UFPR, para posterior realização das análises químicas, físicas e mineralógicas.

## 2.5 PREPARO DAS AMOSTRAS E ANÁLISES

As amostras foram secas ao ar em casa de vegetação, moídas e passadas em peneira de 2 mm de malha para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

### 2.5.1 Análise granulométrica e mineralógica

Para essas análises primeiramente foi realizado o tratamento com  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% (v/v) para remoção da matéria orgânica em todas as amostras. A análise granulométrica seguiu o método da pipeta (EMBRAPA, 2017). No qual foram pesadas aproximadamente 10 g das amostras, adicionado 20 mL de NaOH 0,2 mol  $\text{L}^{-1}$ , 70 mL de água deionizada e levados ao agitador horizontal por 17h em 150 rpm. A solução foi despejada em provetas de 1L acopladas a uma peneira de malha 0,053 mm para retenção da areia. As frações silte + argila e argila foram pipetadas na profundidade de 10 e 5 cm, respectivamente, após período de sedimentação de aproximadamente 24 horas.

Para a análise mineralógica, foi pesado cerca de 20,00g das amostras acrescido de 100 mL de NaOH 0,2 mol L<sup>-1</sup> para dispersão das partículas e o conjunto agitado por 18h a 150 rpm em agitador horizontal. Posteriormente, a fração areia ficou retida em peneira de 0,053 mm e as frações argila e silte foram recolhidas em baldes de 5L e separadas por sedimentação segundo a Lei de Stokes. A argila passou por sifonamento durante três dias e foi floculada com adição de Ácido Clorídrico (HCl) até atingir um pH = 3,5 referente ao ponto de carga zero da argila. O silte foi lavado com água a pH = 10,0 até obter transparência nos tubos.

Para a identificação dos minerais, as amostras das frações areia, silte e argila foram secas em estufa a 50°C, trituradas em almofariz, peneiradas em peneira de malha 0,02 mm e montadas em placas perfuradas para análise por difratometria de raios X (DRX) num difratômetro X'Pert3 Power da marca *PAN alystical*.

### 2.5.2 Análises químicas

Para determinação dos teores de carbono e nitrogênio orgânico total (COT e NOT, respectivamente) as amostras de TFSA foram moídas e peneiradas em malha de 0,2 mm. Em seguida foram pesados, aproximadamente, 35 mg de cada amostra em folhas de estanho e empacotadas para análise por combustão via seca, por meio do aparelho VARIO EL III – Elementar, localizado no Laboratório de Biogeoquímica, do Departamento de solos e engenharia agrícola, da UFPR.

O pH foi determinado em CaCl<sub>2</sub> (0,01 mol L<sup>-1</sup>); Acidez Potencial (H<sup>+</sup> + Al<sup>3+</sup>) pelo método SMP; teores disponíveis de Fósforo (P) e trocáveis de Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup>, extraídos com solução de Mehlich<sup>-1</sup> (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,05 mol L<sup>-1</sup> e HCl 0,025 mol L<sup>-1</sup>) com leitura do P por espectrofotômetro Uv-Vis e do Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> por fotometria de chama; os teores trocáveis de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> foram extraídos com solução de KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e leitura realizada por espectrometria de absorção atômica (EMBRAPA, 2017).

### 2.5.3 Teor pseudo-total dos Elementos Potencialmente Tóxicos

Foi pesado aproximadamente 0,3 g, em triplicata (a,b,c), de cada amostra passada em peneira de 0,2 mm, alocadas em tubos de teflon, adicionado 9mL de HNO<sub>3</sub> e 3 mL de HCl, seguindo o procedimento de extração EPA 3051 (USEPA, 2007). Os tubos foram lacrados e submetidos a aquecimento em micro-ondas CEM-Mars®. A extração ocorreu em uma rampa de aquecimento por 8 minutos e 40 segundos, até atingir, aproximadamente, 175°C. Após o resfriamento do material, a

suspensão passou por filtragem lenta e foi disposta em potes de polipropileno previamente pesados. As massas foram aferidas com água Milli-Q (marca Millipore à 18.2 MΩ à 20°C) e auxílio de pisseta, para que todas as amostras apresentassem o mesmo volume. As concentrações de EPTs nas soluções foram determinadas por Espectrômetro Óptico de Emissão com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP – OES). Para determinar a confiabilidade dos resultados foi estabelecido o limite de detecção (LD) do ICP – OES e calculou-se o LD praticável do solo, multiplicando o LD pelo fator de diluição das amostras.

Foram utilizados os valores de referência de qualidade (VRQ) estabelecidos pela Cetesb para o estado de São Paulo em 2014 e os valores determinados para o Litoral do estado do Paraná no estudo de Melo et al. (2017) como orientadores para avaliação dos resultados.

## 2.6 ANÁLISE ESTÁTISTICA

Foi aplicado a análise dos componentes principais (ACP) para compreender os resultados obtidos entre os anos de 2017 a 2019, correlacionando as variáveis químicas e físicas, e outra com os teores de metais, pH, C total e textura, para os conjuntos de solo e sedimento. Para isso foi utilizado o *software* R, e em caso de não normalidade (p-valor < 0,05), os dados foram transformados pelo método de Box-Cox para atingir a normalidade.

Para avaliação da variação anual das variáveis trabalhadas optou-se por utilizar o teste t de Student a 95% de probabilidade. Para a execução do teste obteve-se a média simples e desvio padrão dos oito pontos amostrados na bacia.

A diferença entre os anos foi determinada com intervalo de confiança estimado a 95% de probabilidade com o teste t de *Student*, conforme:

$$P \left( \bar{x} - t_{\frac{\alpha}{2}} \cdot \frac{\sigma}{\sqrt{n}} < \mu_x < \bar{x} + t_{\frac{\alpha}{2}} \cdot \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) = (1 - \alpha) ; \text{ onde } \pm e = t_{\frac{\alpha}{2}} \cdot \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$$

Limite inferior  
de confiança

Limite superior  
de confiança

Coefficiente de  
confiança

Sendo: P – a probabilidade desejada (%);  $\bar{x}$  – a média amostral (unidade da variável);  $t_{\frac{\alpha}{2}}$  – coeficiente crítico de probabilidade bicaudal (adimensional;  $t_{\frac{\alpha}{2}} = 2,365$ );  $\sigma$  – desvio padrão amostral (unidade da variável); n – tamanho da amostra (adimensional);  $\mu_x$  – média populacional verdadeira (unidade da variável);  $\alpha$  – coeficiente de confiança;  $\pm e$  – erro máximo da estimativa da média (unidade da variável).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

##### 3.1.1 Clima e Morfometria

A BHAI está compreendida entre a Serra do mar e a escarpa devoniana, sendo composta por cerca de 30 rios contribuintes (MACHADO, 2010). Apresenta uma extensão de 2.881,72 km<sup>2</sup>, com perímetro de 312,67 km e comprimento do curso principal do rio de 103,52 km, sendo classificada como de grande porte (NOVAES; PERUSI, 2014). A declividade média calculada é de 10,71%, caracterizada devido aos padrões de drenagem em sua vertente direita, onde sua assimetria associada a falhas geológicas locais formam escarpas que geram uma diferença hipsométrica no terreno (SALAMUNI et al., 2014). Os demais parâmetros e seus significados encontram-se na Tabela 3.

TABELA 3 - CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU.

Parâmetros	Valores de Referência	Un. <sup>1</sup>	Significado	BHAI <sup>2</sup>
<b>Coefficiente de compacidade (Kc)</b>	1,00 - 1,25	ad. <sup>3</sup>	Risco de enchente	
	1,25 - 1,50		Alto	1,63
	> 1,50		Médio	
	<b>Baixo</b>			
<b>Fator de forma (Ff)</b>	1,00 - 0,75	ad.	Escoamento superficial	
	0,75 - 0,50		Alto	0,27
	< 0,50		Médio	
	<b>Baixo</b>			
<b>Índice de Circularidade (Ic)</b>	> 0,51	ad.	Disponibilidade hídrica	
	0,51		Baixa	0,37
	< 0,51		Médio	
	<b>Alto</b>			
<b>Densidade de drenagem (Dd)</b>	<0,50	km km <sup>-2</sup>	Forma do canal	
	0,50 - 2,00		Retilíneo	0,62
	2,00 - 3,50		<b>Média</b>	
	> 3,50		Alta	
	Muito Alta			
<b>Índice de sinuosidade (Is)</b>	1,00	ad.	Forma do canal	
	1,00 - 2,00		Retilíneo	1,85
	> 2,00		<b>Transicional</b>	
	Tortuoso			

NOTA: <sup>1</sup> Unidade; <sup>2</sup> Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu; <sup>3</sup> Adimensional.

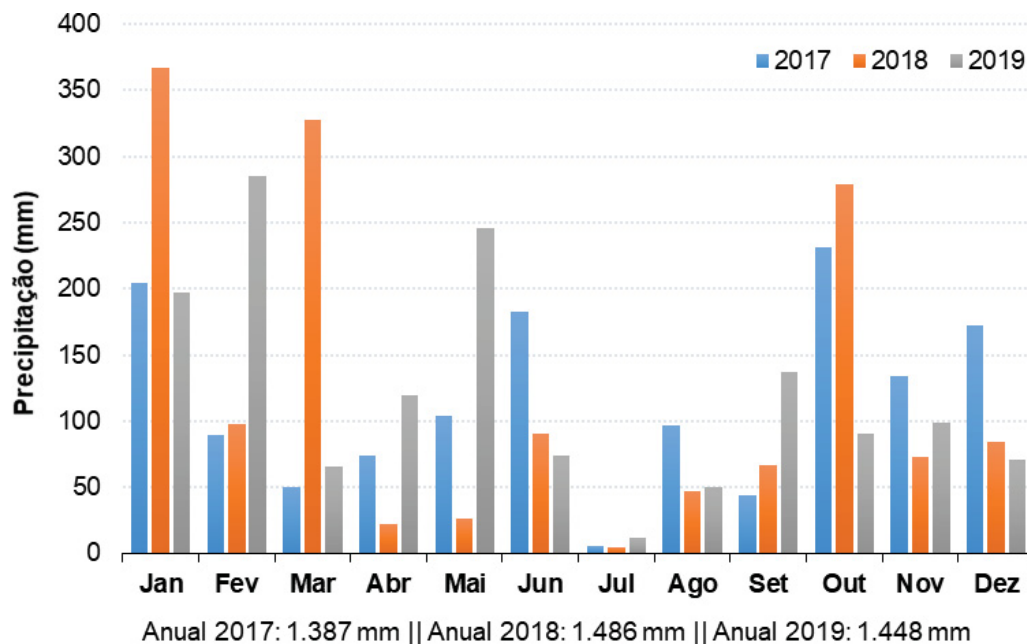
FONTE: Adaptado de Silva, Santos, Maciel (2018).

A BHAI é composta por um sistema de drenagem de 5ª ordem (Strahler 1952) com baixa probabilidade de ocorrência de enchentes (Kc e Ff) e média Dd, a bacia

apresenta condições favoráveis ao uso. Contudo, seu manejo deve ser realizado com cuidado e seguir boas práticas, uma vez que sua morfoestrutura indica um Ic alto e Is transicional com presença de irregularidades ao longo do rio aumentando o tempo de retenção da água e o acúmulo de sedimentos em determinadas regiões (LOPES; LEAL; RAMOS, 2018; NARDINI et al., 2013).

Dentre os anos de monitoramento da região (Figura 5), o ano de 2017 foi o que apresentou o menor regime de precipitação anual alcançando somente 1.387mm, enquanto que 2018 foi o ano com maior acúmulo (1.486mm). Sendo os meses de Janeiro e Julho os com a maior e menor precipitação, respectivamente, nos três anos, o que já era esperado de acordo com as previsões históricas determinadas pelo Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (SIMEPAR).

FIGURA 5 - GRÁFICO DA PRECIPITAÇÃO ANUAL DE 2017, 2018 E 2019 DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA DE CURITIBA.



FONTE: INMET (2020).

O plano de bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, finalizado em 2013, indica como uma das principais problemáticas atuais os constantes alagamentos na zona central da bacia, local que apresenta maior concentração da malha urbana de Curitiba. No mesmo documento é apresentado um plano de desenvolvimento estratégico que visa diminuir a oferta de terras urbanas próximas ao centro, melhorando assim o controle ambiental, esgotamento sanitário e a poluição devido a impermeabilização do solo (INSTITUTO DAS ÁGUAS, 2013).

### 3.1.2 Uso e ocupação

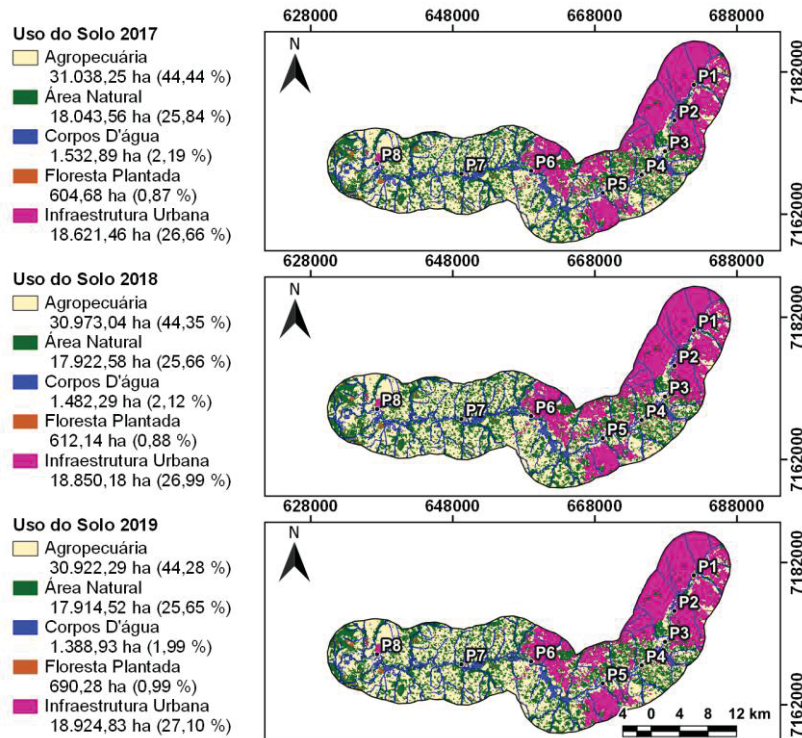
Ao todo a BHAI abrange 16 dos 29 municípios da região metropolitana de Curitiba (RMC), sendo eles: Almirante Tamandaré; Araucária; Balsa Nova; Campina Grande do Sul; Campo Largo; Campo Magro; Colombo; Contenda; Curitiba; Fazenda Rio Grande; Lapa; Mandirituba; Pinhais; Piraquara; Quatro Barras; e São José de Pinhais, ocupando cerca de 3.638 km<sup>2</sup> (SUDERHSA, 2007), contendo cerca de 3,5 milhões de habitantes de acordo com a estimativa do senso demográfico (IBGE, 2020).

A ocupação da bacia é influenciada pela sua formação geomorfológica, composta de morros altos e baixos permitindo o encaixe da drenagem, áreas com grandes extensões de terrenos planos que favorecem o uso e ocorrência de pequenos morros dissecados, oportunizando sua utilização por atividades socioeconômicas, ambientais e construções relacionadas a mobilidade urbana (SALAMUNI et al., 2014).

Cerca de 33,90% da área da BHAI encontra-se recoberta por mata nativa. A presença de florestas nativas é um importante indicador da qualidade ambiental, sendo responsável por diversos serviços ecossistêmicos essenciais para os componentes ecológicos e sistema socioeconômico da região (GARCIA, 2016). A cobertura vegetal nativa da região é observada nas extremidades da BHAI, principalmente nas áreas a noroeste dos pontos 1, 2, 3 e 4 indicando a preservação de algumas nascentes dos rios contribuintes do rio Iguaçu.

Considerando os três anos avaliados (Figura 6) é possível notar o aumento da ocupação por áreas com infraestrutura urbana (de 26,66% para 27,10%) e florestas plantadas (de 0,87% para 0,99%) em detrimento de áreas naturais, agropecuária e corpos d'água. Essa substituição da cobertura natural ou áreas agrícolas em decorrência do aumento do grau de urbanização, onde ocorre predomínio da impermeabilização do solo por construções e pavimentação asfáltica (INSTITUTO DAS ÁGUAS, 2013), pode reduzir a ação natural do ambiente, desequilibrando sua dinâmica de sustentação.

FIGURA 6 – MUDANÇA NO USO DO SOLO NO ENTORNO DOS LOCAIS AMOSTRADOS, ENTRE 2017 E 2019.



FONTE: Autora, 2020.

Avaliar e monitorar o avanço do uso e ocupação dessas áreas é fundamental para uma gestão eficiente do ambiente urbano com avaliação da qualidade ambiental. Uma vez que a BHA possui uma morfoestrutura vulnerável ao escoamento superficial e degradação das margens dos rios.

Para isso o plano da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu e afluentes do Alto ribeira apresenta como estratégia a espacialização da população futura no espaço metropolitano, descentralizando a malha urbana e moldando o crescimento populacional junto ao uso consciente do solo, buscando assim a conservação da bacia hidrográfica (INSTITUTO DAS ÁGUAS, 2013; SRUTHI KRISHNAN; MOHAMMED FIROZ, 2020).

### 3.1.3 Textura

Houve predominância da classe textural Franca nas amostras de sedimento e Franco-argilosa nas amostras de solo (Tabela 4).

TABELA 4 – TEOR DE AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SOLO E SEDIMENTO COLETADAS EM 2019.

<b>Sedimento</b>				
Pontos	Areia	Silte g kg <sup>-1</sup>	Argila	Classificação*
1	332	451	217	Franca
2	338	355	307	Franca
3	147	532	321	Franco – siltoso
4	438	268	294	Franca
5	307	423	270	Franca
6	377	377	246	Franca
7	58	574	368	Franco – argilosa
8	337	324	339	Franca
<b>Solo</b>				
Pontos	Areia	Silte g kg <sup>-1</sup>	Argila	Classificação*
1	266	462	272	Franca
2	244	454	302	Franca
3	228	362	410	Franco – argilosa
4	608	282	110	Franca
5	39	544	417	Franco – argilosa
6	149	476	375	Franco – argilosa
7	139	419	442	Franco – argilosa
8	19	528	453	Franco – argilosa

Nota: \*Classificação de acordo com triângulo textural simplificado – EMBRAPA.

FONTE: Autora (2020).

O formato da BHA1 influencia diretamente na dinâmica de movimentação das partículas, visto que o  $I_c$  transicional indica a ocorrência de um alto volume de cargas suspensas, podendo acarretar em erosão nas margens côncavas e deposição nas margens convexas (BORGES; FERREIRA, 2020). Além disso, o tempo de retenção de água está diretamente associado a textura do solo da região. Ambientes com alto teor das frações mais finas (silte e argila) tendem a permanecer saturados por mais tempo (LI et al., 2020), uma vez que o tamanho dos poros são menores e dificultam a movimentação da água.

A região da BHA1 apresenta as seguintes classes de solo nos pontos amostrados: Gleissolo, Organossolo e Argissolo (EMBRAPA/EMATER, 2008), das quais os Gleissolos tem como característica a saturação periódica ou permanente, os Organossolos estão presentes em ambientes com elevação do lençol freático e a

classe dos Argissolo é descrita como solos em estágio de intemperismo incipiente, com drenagem moderada a boa (SiBCS, 2018).

O teor de argila encontrado nas amostras de solo segue o padrão esperado para as classes de solos encontradas na região, na qual para os Gleissolos (Ordem de solo mais presente na região amostrada) são de ambientes com textura média ou argilosa em todos os horizontes, nos Organossolos e Argissolos com textura média em superfície (EMBRAPA, 2007).

### 3.2 MINERALOGIA

Os minerais presentes nas frações areia, silte e argila das amostras são predominantemente produtos de intemperismo das formações geológicas de cada área amostrada. Em todas as amostras foram indentificados os seguintes minerais: Caulinita (Ct), Ilita (Ilt), Gibbsita (Gb), Goethita (Gt), Quartzo (Qz), Halita (Ht) e 2:1 – Secundário em todas as amostras de solo e sedimento nas frações argila e silte e, plagioclásios (Plg) na fração areia de todas as amostras (Tabela 5 – Apêndice 2).

TABELA 5 – MINERAIS ACESSÓRIOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO E SEDIMENTO.

Mineral	Fórmula	Ponto																	
		1		2		3		4		5		6		7		8			
		Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI	Sd	SI		
Feldspato (Felds)	(K, Na, Ca) (Si, Al) <sub>4</sub> O <sub>8</sub>	x	x			x	x	x	x			X	x	x	x	x	x	x	x
Dolomita (Dlm)	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	x	x	x			x	x	x	x			x	x		x	x	x	
Albita (Alb)	NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	x	x	x			x	x	x	x			X	x	x	x	x	x	x
Ilmenita (Ilm)	Fe <sup>2+</sup> TiO <sub>3</sub>	x					x											x	
Clorita (Clt)	(Mg,Al,Fe) <sub>12</sub> [(Si,Al) <sub>8</sub> O <sub>20</sub> ](OH) <sub>16</sub>						x	x	x	x			X		x				
Augita (Aug)	(Ca,Na) (Mg,Fe,Al,Ti) (Si,Al) <sub>2</sub> O <sub>6</sub>						x												x
Hematita (Hm)	α-Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>								x				X		x				x
Biotita (Bio)	K(Mg,Fe <sup>2+</sup> ) <sub>3</sub> [AlSi <sub>3</sub> O <sub>10</sub> ](OH,F) <sub>2</sub>																		x

NOTA: Sd = Sedimento; SI = Solo.

FONTE: Autora (2020).

Minerais como Ct, Gb e Gt são característicos em solos dos trópicos úmidos, possuem cargas variáveis e portanto com boas condições para retenção de poluentes (DE OLIVEIRA et al., 2011). Paralelamente, a ocorrência de minerais 2:1 –

secundários nas frações silte e argila e da Ilt nas três frações, em todas as amostras de sedimento e solo resulta em um aumento na capacidade de retenção de cátions, pois apresentam cargas estruturais negativas associado a elevada área superficial específica (LUZ; FREITAS LINS, 2008).

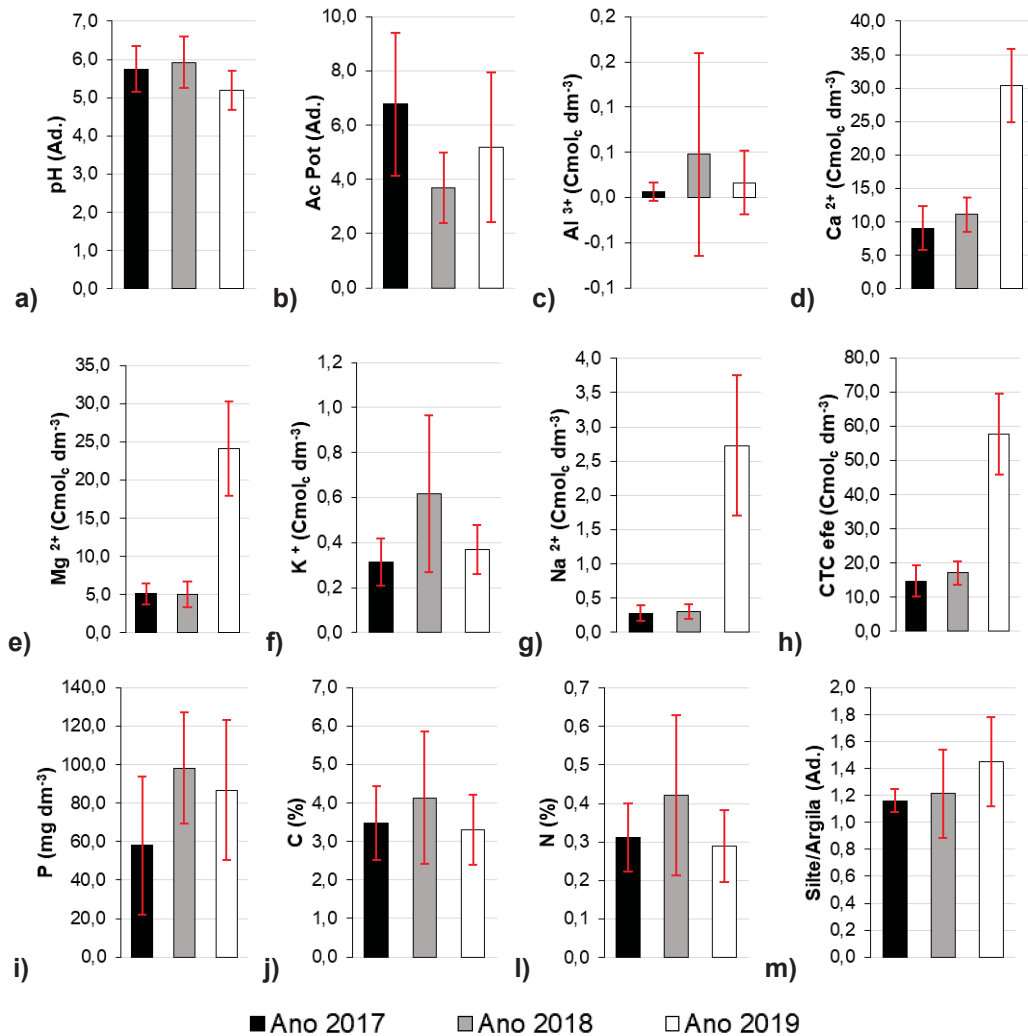
Minerais como Feldspato, Albita, Ilmenita e Dolomita indicam a dinâmica que ocorre no ambiente, pois suas formações dependem de condições favoráveis (como clima quente e umidade) para ocorrer. A presença de Feldspato e Albita indicam alto teor de Cálcio e Sódio nas amostras (LUZ; FREITAS LINS, 2008). A Ilmenita, ligação entre Fe e Titânio, é resistente ao intemperismo e está presente em planícies do estado do Paraná (BIFFI et al., 2020), podendo ser transportada por longas distâncias até ocorrência da liberação do Titânio no ambiente de maneira natural. Por fim, a Dolomita, mineral carbonático formado através da substituição isomórfica devido alto teor de  $Mg^{2+}$  em relação ao  $Ca^{2+}$  no ambiente ou por co-precipitação (LUZ; FREITAS LINS, 2008).

A identificação de minerais primários como minerais 2:1, Plg, Felds e Clt em todos os pontos indicam um ambiente com baixo a moderado intemperismo, o que é característico dos ambientes saturados. Contudo é importante conhecer e determinar a concentração geogênica dos minerais constituintes para poder identificar a ocorrência de novos minerais por meio da introdução de contaminantes no ambiente.

### 3.3 ANÁLISES QUÍMICAS

Dentre os oito pontos amostrados e os três anos avaliados observou-se uma variação significativa variáveis-nos teores de cálcio, magnésio e sódio trocável, e conseqüentemente da  $CTC_{efe}$  (Figura 7). Para os demais atributos não houve diferença significativa.

FIGURA 7 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, PARA AS AMOSTRAS DE SEDIMENTO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.



NOTA: Ac. Pot = Ácidez potencial.

FONTE: Autora (2020).

A presença de cargas capazes de reter elementos químicos a superfície dos coloides do solo está diretamente relacionada aos minerais constituintes e a matéria orgânica presente nas amostras. A CTC representa o potencial de retenção de elementos catiônicos aos coloides, enquanto que para capacidade de retenção de ânions é dado a CTA (EMBRAPA, 2010).

Nas amostras de sedimentos com predominância da textura franca e presença de minerais primários observou-se o aumento da CTC<sub>efe</sub> dentre os anos de monitoramento. Esse comportamento pode estar relacionado a diferença na

qualidade da matéria orgânica devido a constante mobilidade química que os ambientes de várzea apresentam.

Os pontos localizados na zona rural da bacia apresentam os maiores teores de  $\text{Al}^{3+}$  e acidez potencial, e os menores valores de pH,  $\text{CTC}_{\text{efe}}$ , P, C, e N (Apêndice 3). A diminuição do pH apresenta uma relação inversa com a acidez trocável, sendo composta pelo aumento do teor de  $\text{Al}^{3+}$ , íons H, Fe, Mn e outros do grupo ácido presente no ambiente devido a condição redutora em sedimentos de margem. Essa condição permite o aumento da mobilidade dos micronutrientes e EPTs presentes nesses pontos.

A relação entre silte/argila foi próxima ou maior que 1,0 para todas as amostras, o que indica um ambiente de intemperismo baixo a moderado típico de áreas de várzea.

A maior precipitação nos anos de 2018 e 2019 em relação a 2017 pode explicar o aumento dada relação silte/argila das amostras de sedimento, uma vez que com o aumento da vazão do rio o transporte e a deposição de sedimentos ocorre de maneira mais intensa. Como a BHA1 apresenta um formato transicional a dinâmica de deposição nas margens ocorre de forma contínua diminuindo a ação do intemperismo e predominando as frações areia e silte.

A análise dos componentes principais (Figura 8) indica as correlações existentes entre as variáveis químicas e físicas das amostras de sedimento, explicando de forma significativa a dinâmica do ambiente por meio das componentes 1, 2 e 3 (29,46%, 53,68 e 72,28%, respectivamente).

A componente 1 denota uma correlação positiva entre os valores de  $\text{CTC}_{\text{efe}}$  e os elementos  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , visto que suas propriedades químicas estão associadas. Já na componente 2 é possível inferir uma ação ativa da acidez potencial e do  $\text{Al}^{3+}$  nas frações de textura mais fina enquanto que o P está associado a fração areia e possui dependência do pH. A alta correlação entre as frações silte e argila apresenta um ambiente em transição, o que coincide com as características do material trabalhado.



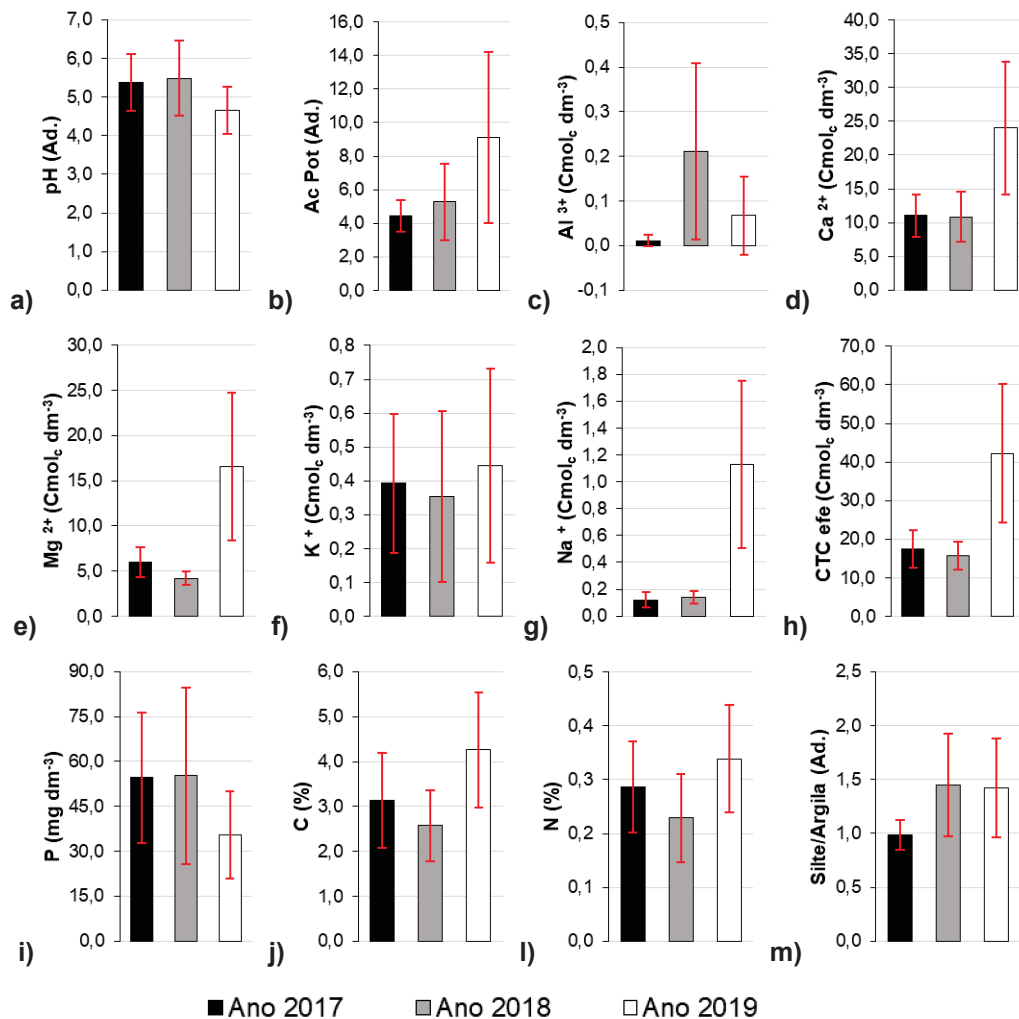
favorecem a disponibilidade de elemento, pois diminui o processo de adsorção e fixação do elemento (SILVA et al., 2010).

Ambientalmente, essa alta concentração indica a deposição antrópica desse elemento (HÅKANSON; EKLUND, 2007) seja por efluentes das ETEs e/ou despejo irregular de lixo e esgoto, ocasionando assim a eutrofização de rios. Em sedimentos, os altos teores de P impactam diretamente os ciclos biogeoquímicos e servem como alerta para realização de ações ambientais que diminuam seu acúmulo no ambiente.

Com relação as amostras de solo (Figura 9), nota-se que estatisticamente ocorreu variação significativa, entre os anos coletados somente, nas variáveis magnésio e sódio trocável, além da CTC<sub>efe</sub>. Avaliando as médias por ano também observa-se a diminuição no ano de 2019 das variáveis pH, alumínio trocável e fósforo disponível.

Os valores obtidos por ponto nas diferentes variáveis e em cada ano analisado está apresentado no Apêndice 4 desse estudo. No ano de 2018, ano com maior precipitação anual (Figura 5), observa-se um aumento no teor de Al<sup>3+</sup> e diminuição da CTC<sub>efe</sub> nos pontos 1, 2, 7 e 8, que estão localizados em regiões com diferentes ocupações. Os pontos 1 e 2, zona urbana da BHAJ, estão situados a jusante das Estações de Tratamento de Esgoto Atuba Sul e Belém, respectivamente, podendo ser influenciada pelo aumento da vazão do rio nessas áreas. Já os pontos 7 e 8, zona rural da BHAJ, apresentam áreas ocupadas por pasto, o que de acordo com manejo pode desencadear o desgaste do solo e escoamento superficial dos cátions básicos.

FIGURA 9 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, PARA AS AMOSTRAS DE SOLO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.



FONTE: Autora (2020).

O aumento na capacidade de sorção dos elementos, observada no ano de 2019, pode estar relacionado a mineralogia da BHA1, uma vez que nas amostras de solo são encontrados minerais 2:1, Ct, Ill, Ht, Gb e Gt (Tabela 5). Os argilominerais apresentam maior quantidade de cargas negativas na sua superfície em pH acima de 4,0 enquanto que os dois últimos Gb e Gt, óxidos de Al e Fe, respectivamente, apresentam maior quantidade de carga positivas em sua superfície em pH abaixo de 8,0. Dessa forma é possível ocorrer a retenção tanto de elementos catiônicos quanto aniônicos no solo.

Os valores da relação silte/argila são menores nas amostras de solo quando comparados aos de sedimentos (Apêndices 3 e 4). Isso acontece devido a maior dinâmica de deposição e sedimentação de partículas nas margens do rio em relação planície de inundação, uma vez que existe uma distância de 15m entre o local de

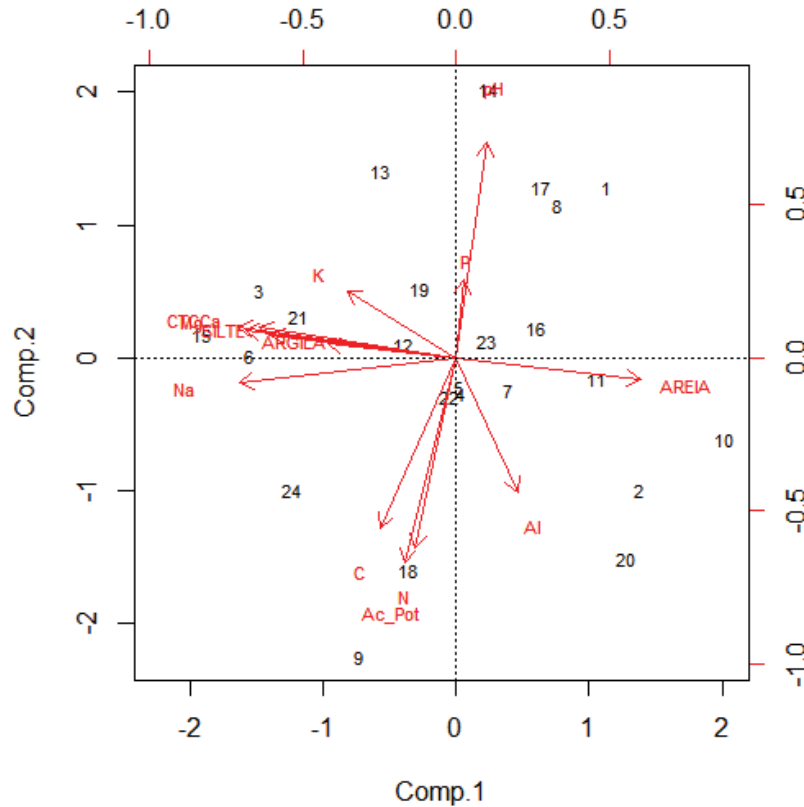
coleta dos dois tipos de amostras. As amostras de sedimento apresentam baixo teor de argila e uma variação menor de minerais, enquanto que as amostras de solo seguem o oposto, sendo identificado minerais como Plg, Felds e Alb, em todas as amostras de silte e Ht nas de argila. Indicando assim um desenvolvimento maior nas amostras de solo da planície de inundação.

Assim como nas amostras de sedimentos os teores de P disponível encontram-se acima dos valores esperados para solos do estado do Paraná (SBCS, 2017). Em solos ácidos, o P encontra-se na forma de íon  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e ocorre a maior fixação do mesmo em oxidróxidos por meio de ligações específicas (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Contudo, devido a periodicidade na variação da saturação e conseqüentemente do pH em solos de planície de inundação, a fixação e liberação do P fica susceptível, podendo acarretar na precipitação do mesmo.

A correlação entre as variáveis químicas e físicas (Figura 10) pôde ser explicada de maneira significativa pelas componentes 1 (34,39%) e 2 (56,63%). Sendo a correlação alta e positiva entre as frações silte e argila com os cátions básicos e  $\text{CTC}_{\text{efe}}$  explicada pela primeira e na segunda uma relação alta e positiva entre acidez potencial, C e N, e negativa dessas variáveis com o pH e teor de P.

Essa relação diretamente proporcional ocorre devido a presença de compostos orgânicos (constituídos de C e N) serem uma fonte de H estrutural, componente da acidez trocável do solo. Já a relação inversa entre essas variáveis e o pH acontece em razão do favorecimento da mineralização dos compostos orgânicos com o aumento do pH até próximo a neutralidade, diminuindo assim o teor desses elementos no ambiente.

FIGURA 10 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E TEXTURA NAS AMOSTRAS DE SOLO.



FONTE: Autora (2020).

De modo geral, os solos da BHAJ encontram-se com teores de cátions básicos e P classificados como “altos” ou “muito altos”. Contudo os mesmos estão relacionados as frações que apresentam maior capacidade de adsorção dos mesmos, promovendo assim uma estabilidade ambiental no local. Devido a existência de diversas formas de uso que ocorrem na bacia hidrográfica e a dinâmica movimentação do leito do rio. Dito isso, é importante ressaltar a necessidade da manutenção e avaliação para que seja detectado com antecedência qualquer mudança nessa distribuição.

### 3.4 TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

As planícies de inundação apresentam uma gama de informações sobre a qualidade do ambiente, pois o movimento de flutuação entre inundação e secagem com saturação periódica do ambiente impulsionam diferenças nas propriedades do solo e afetam a dinâmica biogeoquímica (PONTING et al., 2021). Na maior parte dos

resultados obtidos nas amostras de sedimento e solo os teores apresentam-se acima dos VRQs estabelecidos pela Cetesb e litoral do Paraná (Tabela 6).

TABELA 6 - VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E PREVENÇÃO\* DO SOLO.

Referência	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	V	Zn
Cetesb 2014	3,5	75	0,5	40	35	13	17	0,5	nc*	60
VRQ Litoral PR	4,4	70,8	0,6	44,2	12,1	13,5	10,4	3,4	37,1	30,4

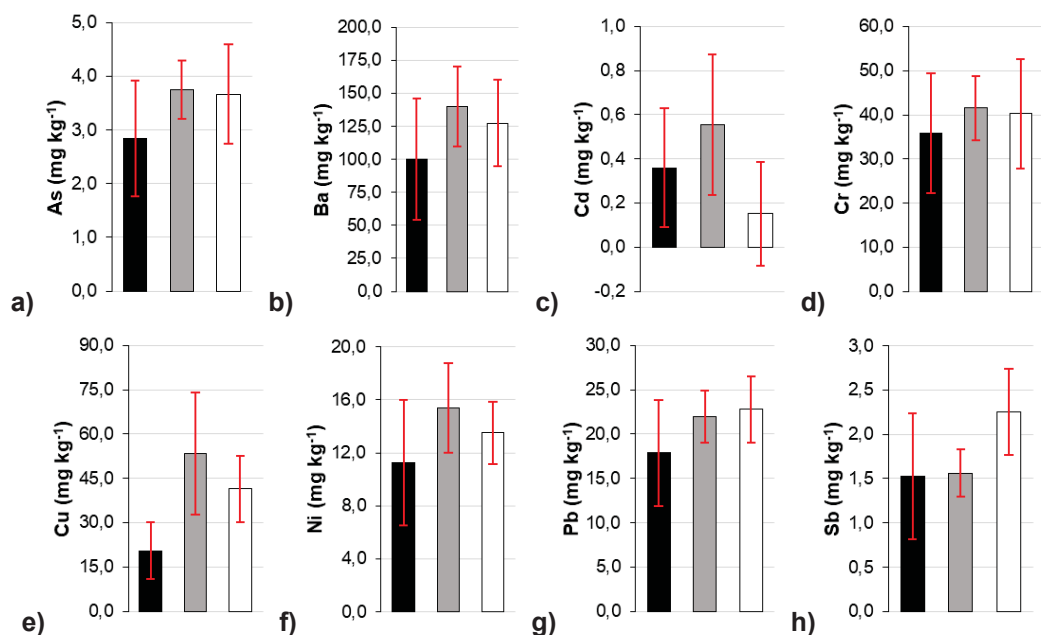
Nota 1: nc – Não consta.

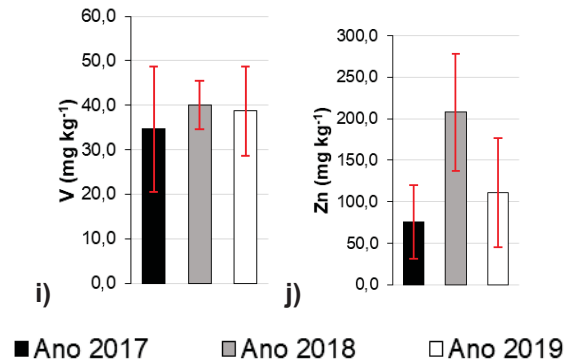
FONTE: Autora (2020).

Em sedimentos de margem é comum a elevação do leito do rio e a ocorrência de ambientes anóxicos. Nessas condições ocorre o aumento do pH e elementos que apresentam baixo PI como Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn tendem a diminuir sua solubilidade. A secagem posterior desse ambiente e introdução de oxigênio ocasiona a oxidação de sulfetos em sulfatos levando a diminuição do pH e promovendo a liberação dos EPTs no ambiente (PONTING et al., 2021).

Nas amostras de sedimentos (Figura 11) os teores de EPTs seguem uma variação não significativa entre os anos coletados. Contudo, os valores obtidos em cada ponto (Apêndice 5) indicam teores acima dos limites estabelecidos pelas referencias para todos os elementos químicos analisados.

Figura 11 - TEORES MÉDIOS PSEUDO-TOTAIS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE t DE STUDENT, DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018





FONTE: Autora (2020).

Os pontos 4, 5 e 6, localizados na zona urbano-industrial da BHAI, são os que apresentem os teores mais levados de todos os elementos químicos avaliados, sendo Sb acima somente dos valores estabelecidos pela Cetesb. Pode-se inferir uma deposição constante de contaminantes nessa região devido seu uso, uma vez que uma das fontes mais comuns para entrada desses EPTs no ambiente é por meio da ação antrópica como queimadas, uso de fertilizantes, resíduos industriais, ETES e deposição aérea (PONTING et al., 2021; RAHMAN; MONDAL; FAUZIA, 2021).

As altas concentrações do Ba indicam sua presença devido a formação geológica de grande parte da bacia apresentar Felds (Tabela 5), uma vez que esse elemento possui alta interação com o K presente na estrutura do mineral (HAMDAN et al., 2019). Já os teores de Cu, Pb, V e Zn, por se tratarem de poluentes inorgânicos tendem a permanecer por mais tempo no ambiente, sendo introduzidos no ambiente por meio de ações antrópicas como descarga de efluentes, lixo e movimentação de veículos próximo ao canal do rio (KESHTA et al., 2020).

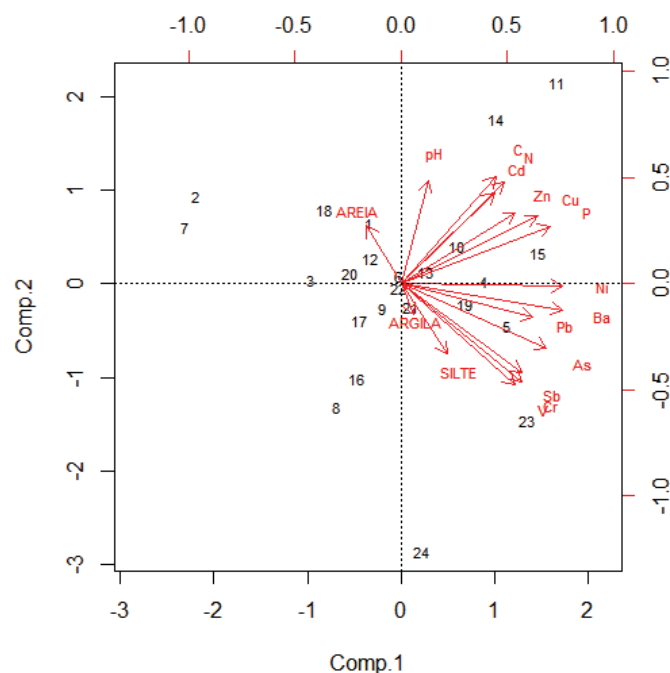
A textura também influencia na concentração dos EPTs em sedimentos de margem (JANOŠ et al., 2010). No geral, o teor da fração areia são maiores nas amostras de sedimento quando em comparação com as amostras de solo (Tabela 4), apresentando assim uma reserva mineral com capacidade tampão para os EPTs (MELO et al., 2017). A mineralogia da fração areia aponta a presença de Ct, Felds, Qz e Illt em todas as amostras, indica a capacidade de sorção desses elementos visto a disponibilidade sortiva desses minerais.

Nos sedimentos a sorção desses EPTs de maneira específica com os constituintes orgânicos e inorgânicos do solo é fundamental. Pois devido variação na saturação pode ocorrer a remobilização desses elementos e a liberação de volta

para os corpos hídricos, potencializando assim os riscos de contaminação ambiental. Nos pontos 7 e 8 localizados na zona rural da BHAI, encontram-se altos teores de As, Cr, Pb, V e Zn, podendo ser influenciado tanto pelo seu posicionamento em relação a morfoestrutura da bacia, quanto pelo manejo realizado nesse ambiente, potencializando a deposição de contaminantes as margens do rio Iguaçu.

A análise dos componentes principais (Figura 12) demonstra as correlações existentes entre as os teores de EPTs e as frações texturais. Observa-se que o pH apresenta baixa correlação com as frações texturais, sugerindo que a interação dos elementos está mais associada a sua constante deposição e movimentação do leito do rio.

FIGURA 12 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DOS TEORES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS E TEXTURA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.



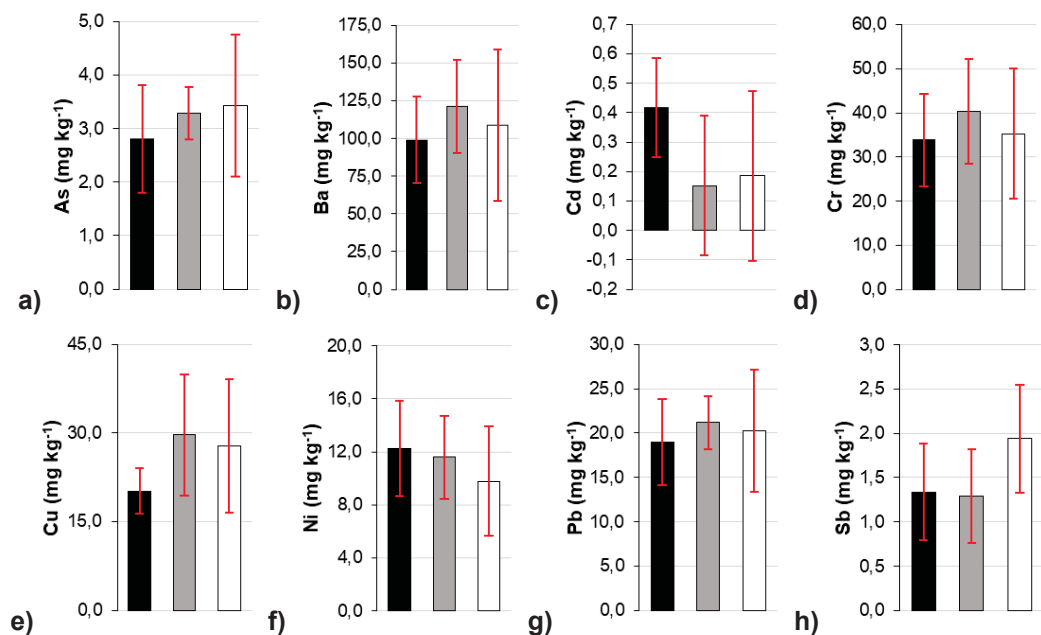
FONTE: Autora (2020).

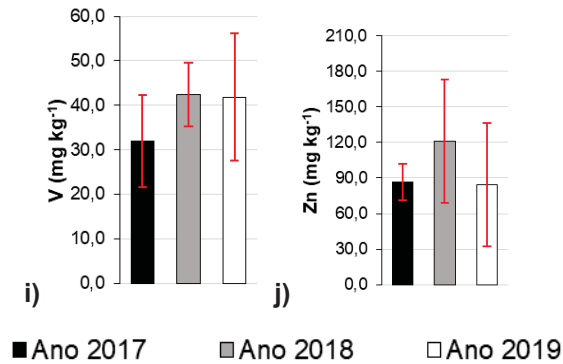
O Zn e o Cu apresentam uma correlação nula com a textura, pois formam um ângulo de quase 90°. E os EPTs V, Cr, Sb denotam uma correlação alta e positiva entre eles e com a fração silte, indicando uma ligação mais específica, visto que esses elementos apresentam  $30 > PI < 100$  que indica uma tendência a hidrólise e formação de elementos hidroxilados no solo, permitindo assim sua maior bioacumulação.

A componente 1 explica 44,53% dos dados e denota a relação entre os teores de Ba e Ni, posicionados ao centro do gráfico. A componente 2 explica 64,21% e indica a relação entre os valores de pH e teor de C e N. Essas variáveis foram adicionadas nessa avaliação com o intuito de buscar interações com os demais EPTs, contudo somente o Cd apresentou uma relação positiva com os mesmos. Uma vez que esse elemento pode ser adsorvido pelos compostos orgânicos do solo, ficando indisponível para absorção de plantas e animais (YUAN et al., 2021).

Nas amostras de solo as médias dos teores dos EPTs (Figura 13) foram estatisticamente não significativas. Contudo, foram observados valores por pontos acima do limites estabelecidos pelas referências (Apêndice 6), sendo os valores de Sb acima somente dos limites da Cetesb. As altas concentrações desses elementos químicos em solos pode indicar a introdução de contaminantes por meio de atividades antropogênicas como: síntese de aditivos químicos industriais, utilização de fertilizantes e pesticidas, descarte irregular de resíduos e produtos farmacêuticos (YAO et al., 2019; YUAN et al., 2021).

FIGURA 13 - TEORES MÉDIOS PSEUDO-TOTAIS E RESPECTIVOS ERROS PADRÃO DA MÉDIA ( $\pm e$ ) ESTIMADOS A 95% DE PROBABILIDADE COM O TESTE  $t$  DE STUDENT, DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NAS AMOSTRAS DE SOLO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.





FONTE: Autora (2020).

Assim como foi observado nas amostras de sedimento (Apendice 5) os teores de Ba encontram-se elevados em todos os pontos amostrados. A alta concentração do Ba nos amostras de solo podem estar relacionada a composição mineralógica da geologia da bacia (MELO et al., 2017) e com a deposição por atividades antrópicas devido ao uso de minerais ricos nesse elemento para fabricação de produtos industriais (CETESB, 2017).

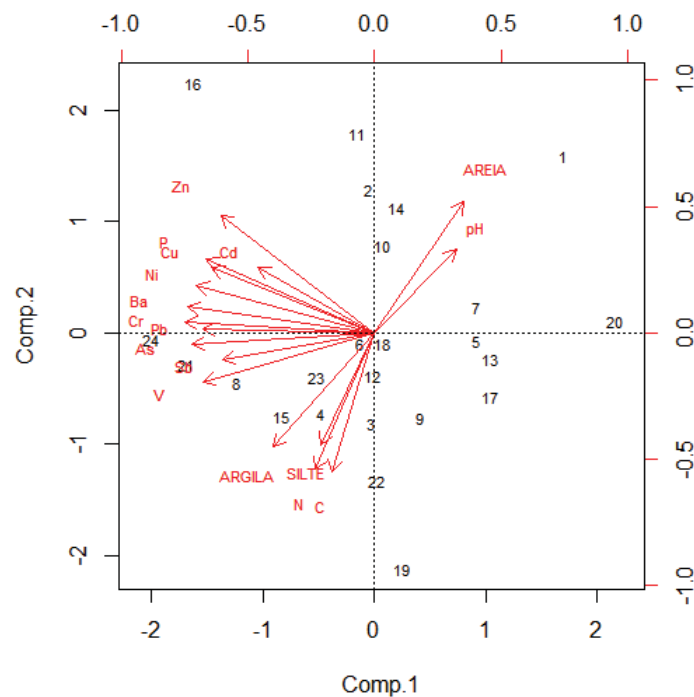
Os teores de Cu, Pb e Zn também estão acima, em todos os pontos, do VRQ determinado por Melo et al. (2017) para o litoral do Paraná. A liberação desses elementos químicos nos ambientes pode estar diretamente relacionada a ação antrópica, uma vez que o Cr pode ser liberado por meio da combustão de combustíveis fósseis, atividades industriais e despejo de pesticidas e pigmentos no solo de maneira irregular (ZHANG et al., 2012), o Pb através da abrasão de pneus e descarte inadequado de lubrificantes e produtos industriais (CETESB, 2018; PONTING et al., 2021) e o Zn mediante a deposição e decomposição de resíduos sólidos que contenham esse elemento na sua composição, além de despejo de efluentes contaminados (PONTING et al., 2021).

De modo geral o ponto 8 é o que apresenta os maiores teores de todos os EPTs avaliados. Esse ponto está localizado na zona rural e é o local de coleta mais a jusante do rio. Seu uso está pautado na agropecuária e quando o manejo ocorre de maneira inadequada, sem práticas conservacionistas e preservação das margens do rio, pode ocasionar a degradação do ambiente.

A textura e a mineralogia refletem o tamanho das partículas e sua capacidade de sorção (PONTING et al., 2021). Sendo fundamentais na compreensão dos tipos de interações que ocorrem no ambiente. Uma das principais características das planícies de inundação é a movimentação dos sedimentos superficiais que promove

a variação dos constituintes mineralógicos superficiais (CHEN et al., 2016). A análise dessa relação está expressa no gráfico das componentes principais (Figura 14), que explica 49,19% e 66,69% dos dados por meio das componentes 1 e 2, respectivamente.

FIGURA 14 - ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS E TEXTURA DAS AMOSTRAS DE SOLO.



FONTE: Autora (2020).

A componente 1 indica uma correlação forte e positiva entre os elementos Ba e Cr. O primeiro está relacionado com formação geológica da BHA1 devido a presença de minerais com alta afinidade como Feldspato e pode sofrer influência das ações antrópicas de uso e ocupação. Já o Cr tem sua maior introdução no ambiente através das atividades industriais. Essa correlação entre esses elementos indica a forte ação das ocupações, sejam elas residenciais, industriais ou rurais, próximas as planícies de inundação, ocasionando o acúmulo nessas áreas.

A componente 2 explica correlação entre C, N, Zn com as frações texturais. Assim como nas amostras de sedimento, foi incluído nessa análise os teores de C e N afim de verificar a ocorrência de relações com os componentes orgânicos do solo, essas variáveis apresentaram uma correlação positiva com a fração silte, apontando a ocorrência já esperada entre os compostos orgânicos e as frações mais fina do

solo. Já o Zn apresentou uma relação nula com as frações areia e argila, definindo a permanência da sua forma livre no ambiente.

Na Figura 14 pode-se destacar a forte correlação observada entre os EPTs, indicando uma alta interação entre eles no ambiente e uma fraca relação com as frações texturais. Isso indica que no ambiente amostrado os EPTs encontram-se na sua forma livre (móvel) e disponível, sendo um risco a saúde humana.

## 4 CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do Alto Iguaçu apresenta características morfoestruturais que permitem uma boa drenagem com baixa incidência na ocorrência de eventos de inundação. Contudo, devido ao aumento da infraestrutura urbana em detrimento de áreas naturais está ocorrendo a diminuição dos corpos hídricos e o aumento de episódios de inundação nas regiões mais urbanizadas.

As características morfoestruturais da BHA, sua geologia, composição mineralógica e o tipo de uso e ocupação que ocorre nas proximidades do rio Iguaçu, influenciam diretamente a concentração EPTs encontrados nas amostras de sedimento e solo. A maioria dos valores obtidos encontram-se acima dos valores de referência estabelecidos pela Cetesb e por Melo e al. (2017) para o litoral do Paraná.

Porém, é possível constatar uma variação não significativa que indica que não houve variação entre os anos, apontando uma deposição constante desses contaminantes no ambiente amostrado. Além disso, nas amostras de solo, através da análise dos componentes principais, observou-se uma baixa correlação entre os EPTs e as frações texturais que tem como função sorver e reter esses contaminantes, indicando assim a presença desses elementos na sua forma livre, podendo ser prejudiciais a saúde.

A ordem média dos teores encontrados nas amostras de sedimento é: Zn > Ba > Cr > Cu > V > Pb > Ni > As > Sb > Cd. Sendo a maioria dos teores acima dos VRQs estabelecidos pela Cetesb para o estado de São Paulo e do valores definidos para a planície litorânea do Paraná. E na amostras de solo a ordem média segue a seguinte ordem: Ba > Zn > V > Cr > Cu > Pb > As > Sb > Cd.

Em específico o ponto 8, localizado na zona rural da bacia, com uso voltado para agropecuária e mais próximo do exutório da bacia, está sofrendo de maneira acentuada impactos negativos em relação a qualidade do ambiente, visto a possível ocorrência do carreamento de materiais pelo rio e o desgaste do solo por meio de práticas agrícolas inadequadas. Dessa forma é necessário um monitoramento contínuo da área e a realização de ações pontuais de melhoramento da qualidade do ambiente como um todo.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

É notória a importância do plano de gestão de bacias hidrográficas por possibilitar a instrumentalização da gestão mais eficiente da bacia do Alto Iguaçu. A identificação das áreas que estão sofrendo as consequências das ações antrópicas e montar possíveis cenários de acordo com 7 ações a serem tomadas facilita o entendimento da comunidade e permite a melhor tomada de decisão.

A necessidade do estabelecimento de valores de referência de qualidade do solo para o estado do Paraná é clara. Os teores obtidos estão acima dos valores estabelecidos pela resolução nacional e pela de outros estados brasileiros.

Em suma, acredito na importância desse estudo e na sua validade em relação a identificação das áreas onde devem ocorrer medidas que amenizem os efeitos da sobreutilização do solo por meio de atividades como urbanização e agropecuária.

## REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, E. L. S.; SOUZA, M. J. N. DE. Condições Ambientais e Socioeconômicas nas Bacias Hidrográficas Costeiras do Setor Leste Metropolitano de Fortaleza, Estado do Ceará (Environmental and Socioeconomic Conditions in the Coastal River Basins of the Metropolitan Eastern Sector of ...). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 1, p. 110, 26 jan. 2016.

ASF, D. S. V. **Pesquisa de dados geoespaciais**. Disponível em: <<https://search.asf.alaska.edu/#/>>.

BEDNÁŘOVÁ, Z. et al. Spatial distribution and risk assessment of metals in agricultural soils. **Geoderma**, v. 284, p. 113–121, 2016.

BORGES, F. O.; FERREIRA, V. DE O. PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO E ÁREAS INUNDÁVEIS: análise comparativa dos conceitos mediante aplicação nas bacias hidrográficas do ribeirão Bom Jardim e rio das Pedras, Triângulo Mineiro. **Revista Cerrados**, v. 17, n. 01, p. 114–130, 2020.

BRASIL. **Política Nacional do Meio Ambiente. LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981**, 1981. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm)>

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009. Alterada pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (altera o prazo do art. 8º, e acrescenta novo parágrafo)**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>.

CERH, C. E. DE R. H. **RESOLUÇÃO Nº 49 CERH/PR, de 20 de dezembro de 2006. instituição de Regiões Hidrográficas, Bacias Hidrográficas e Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Paraná**, 2006.

CETESB. **VALORES ORIENTADORES PARA SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ESTADO DE SÃO PAULO**. 2014.

CETESB. Bário. **Ficha de Informação Toxicológica**, 2017.

CETESB. Chumbo e seus compostos. **Ficha de Informações Taxinômicas**, p. 3–3, 2018.

CHEN, Y. M. et al. Relationship between heavy metal contents and clay mineral properties in surface sediments: Implications for metal pollution assessment. **Continental Shelf Research**, v. 124, p. 125–133, 2016.

COPAM. Valores de Referência de Qualidade dos Solos para Estado de Minas Gerais- Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. **CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM**, 2011.

CPRH. VALORES ORIENTADORES PARA SOLOS DE PERNAMBUCO -Instrução Normativa CPRH Nº 7 DE 07/07/2014. **Agência Estadual de Meio Ambiente**, p. 5–

9, 2017.

CURI, N.; KÄMPF, N. **Caracterização do Solo Pedologia Fundamentos**, 2012.

DE OLIVEIRA, J. C. et al. Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de solos da formação guabirota, Curitiba (PR). **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1481–1490, 2011.

DE PAULA FILHO, F. J. et al. Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 424–428, 2015.

DOS SANTOS, S. N.; ALLEONI, L. R. F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 7, p. 5737–5748, 2013.

EL AZHARI, A. et al. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 144, n. March, p. 464–474, 2017.

EMBRAPA/EMATER. **SOLOS - ESTADO DO PARANÁ** Instituto Águas Paraná, , 2008. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-e-Informacoes-Geoespaciais-Tematicos>>

EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. 2010.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises**. [s.l.]. 2017.

FERNANDES, A. R. et al. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 190, n. September 2016, p. 453–463, 2018.

FINKLER, R. Planejamento, manejo e gestão de bacias -Técnicas e Práticas de Gestão de Bacias Hidrográficas. **ANA - Agência Nacional das Águas**, v. 3, 2013.

GARCIA, J. R. Avaliação do agravamento de inundações na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira, Paraná. **Confins**, n. 28, 2016.

GONÇALVES, V. D.; FERNANDES, C. V. S. Interação água – sedimento e sua importância para o entendimento dos processos de poluição: estudo de caso seção fluvial do rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu. **Ambiência Guarapuava (PR)**, v. 13, n. 3, p. 583–599, 2017.

GUILLÉN, M. T. et al. Environmental geochemical mapping of Huelva municipality soils (SW Spain) as a tool to determine background and baseline values. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 109, n. 1–3, p. 59–69, 2011.

HÅKANSON, L.; EKLUND, J. M. A dynamic mass balance model for phosphorus fluxes and concentrations in coastal areas. **Ecological Research**, v. 22, n. 2, p. 296–320, 2007.



**Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 8, n. 1, p. 31–40, 2018.

LYNCH, S. F. L.; BATTY, L. C.; BYRNE, P. Environmental risk of metal mining contaminated river bank sediment at redox-transitional zones. **Minerals**, v. 4, n. 1, p. 52–73, 2014.

MACHADO, K. S. **Determinação de hormônios sexuais femininos na Bacia do Alto Iguçu, região metropolitana de Curitiba-PR.** [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2010.

MAPBIOMAS. Atlantic Forest - Appendix. v. 1, n. 5, 2020.

MEKONNEN, M.; ABEJE, T.; ADDISU, S. Integrated watershed management on soil quality, crop productivity and climate change adaptation, dry highland of Northeast Ethiopia. **Agricultural Systems**, v. 186, n. October 2020, p. 102964, 2021.

MELO, V. F. et al. Reference values for potentially harmful elements in soils from Atlantic Rainforest, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, n. February 2016, p. 138–147, 2017.

MINEROPAR. Atlas Geomorfológico Do Estado Do Paraná. **Minerais do Paraná**, p. 63, 2006.

NARDINI, R. C. et al. ANÁLISE MORFOMÉTRICA E SIMULAÇÃO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA MICROBACIA HIDROGRÁFICA. **IRRIGA**, v. 18, n. 4, p. 687, 9 dez. 2013.

NOVAES, C. P.; PERUSI, M. C. ANÁLISE DA MORFOMETRIA DA SUB-BACIA DO CÓRREGO MORUMBI, PIRACICABA/SP. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 2, n. 8, p. 55–72, 10 nov. 2014.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: **Fertilidade do solo2.** Viçosa - Minas Gerais: [s.n.]. p. 471–550.

PAYE, H. DE S. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no estado do espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2041–2051, 2010.

PONTING, J. et al. The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil – A review. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142040, 2021.

PRESTON, W. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do rio grande do norte. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 38, n. 3, p. 1028–1037, 2014.

RAHMAN, A.; MONDAL, N. C.; FAUZIA, F. Arsenic enrichment and its natural background in groundwater at the proximity of active floodplains of Ganga River, northern India. **Chemosphere**, v. 265, p. 129096, 2021.

SALAMUNI, E. et al. Geomorfologia Do Município De Curitiba-Pr. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 4, p. 327–341, 2014.

SANTOS, J. DE O.; SOUZA, M. J. N. DE. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 215–232, 2014.

SANTOS, L. J. C. et al. Mapeamento da vulnerabilidade geoambiental do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4, p. 812–820, 2007.

SBCS. **Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017.

SIBCS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. [s.l.] 2018.

SILVA, C. R. DA; DANTAS, M. E. Mapas geoambientais. **CPRM**, n. January, 2010.

SILVA, D. P. DA; SANTOS, J. M. DE B.; MACIEL, M. DE N. **Caracterização Morfométrica das Microbacias do Rio Apeú, Pará, Brasil: Utilizando Modelo Digital de Elevação e Análise Multivariada**. [s.l.] Novas Edições Acadêmicas, 2018.

SILVA, F. L. et al. Natural backgrounds and reference values of trace-element in earth murundus fields on the Southern Amazon. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 2, p. 172–178, 2017.

SILVA, S. DE A. et al. Variabilidade espacial do fósforo e das frações granulométricas de um Latossolo Vermelho Amarelo Spatial variability of the phosphorus and granulometric fractions of a red-yellow oxisol. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 1–8, 2010.

SIMEPAR. **Boletim Climático 2017 - 2019**. Disponível em: <[http://www.simepar.br/prognozweb/simepar/timeline/boletim\\_climatologico?page=1](http://www.simepar.br/prognozweb/simepar/timeline/boletim_climatologico?page=1)>.

SOBRINHO, N. M. B. DO A.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados no solo. **Química e Mineralogia do Solo - Parte II**, p. 250–300, 2016.

SOUSA, R. O. DE; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química de solos alagados. In: MELO, V. DE F.; ALLEONI, L. F. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo - Parte II - Aplicações**. 1º edição ed. Viçosa - Minas Gerais: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. p. 485–528.

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. 2. ed. [s.l.] Oxford University Press, 2008.

STRAHLER, A. N. DYNAMIC BASIS OF GEOMORPHOLOGY. **BULLETIN OF THE GEOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA**, v. 53, n. 9, p. 923–938, 1952.

SUDERHSA. **Sub-Bacias do Alto Iguaçu**. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/pagina-90.html>>.

SUDERHSA. Relatório de Diagnóstico - PLANO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA. 2007.

USEPA. **METHOD 3051A MICROWAVE ASSISTED ACID DIGESTION OF**

**SEDIMENTS, SLUDGES, SOILS, AND OILS**, 2007. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>>

WANG, X.; LI, Y. Measurement of Cu and Zn adsorption onto surficial sediment components: New evidence for less importance of clay minerals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, n. 3, p. 719–723, 2011.

YUAN, C. et al. Effects of natural organic matter on cadmium mobility in paddy soil: A review. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 104, p. 204–215, 2021.

ZHANG, C. et al. Discriminating sources of anthropogenic heavy metals in urban street dusts using magnetic and chemical methods. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 119–120, p. 60–75, 2012.

## APÊNDICE 1 – FÓRMULAS UTILIZADAS PARA CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA.

Os índices foram determinados de acordo com a metodologia proposta por Silva; Santos; Maciel (2018).

- A forma da bacia ( $Ff$ ) foi obtida pela seguinte fórmula:

$$Ff = \frac{A}{Lp^2}$$

Sendo,  $A$  área da bacia e  $Lp$  o comprimento do curso principal.

- O Coeficiente de compacidade ( $Kc$ ) foi calculado pela fórmula:

$$Kc = \frac{(0,28 \cdot P)}{\sqrt{A}}$$

Sendo  $P$  o perímetro da bacia e  $A$  área da bacia. Onde, quanto mais próximo de 1 mais circular é a bacia.

- O Índice de circularidade ( $Ic$ ) foi determinado pela fórmula:

$$Ic = \frac{(12,57 \cdot A)}{P^2}$$

- A densidade de drenagem ( $Dd$ ) foi calculada pela seguinte fórmula:

$$Dd = \frac{Lt}{A}$$

Sendo  $Lt$  o comprimento total dos cursos d'água da bacia.

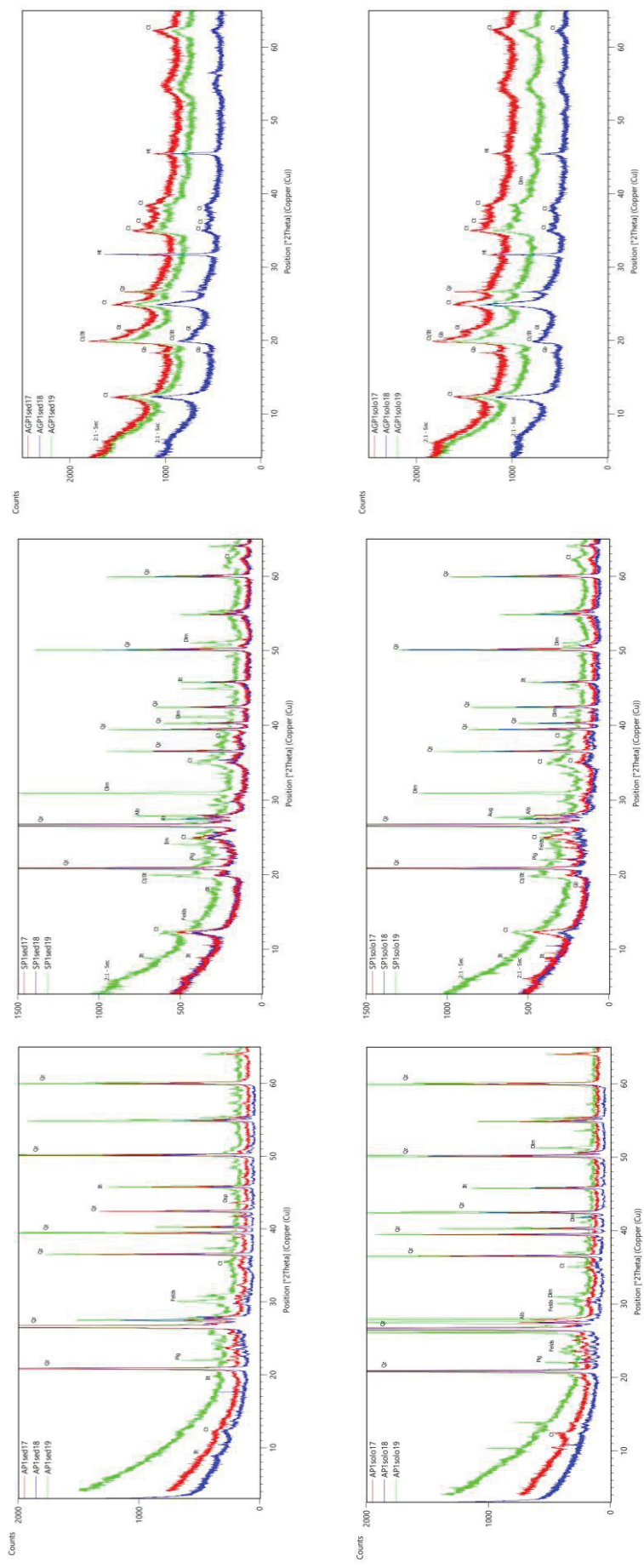
- O Índice de sinuosidade ( $Is$ ) foi obtido através da fórmula:

$$Is = \frac{Lp}{Dv}$$

Sendo  $Dv$  a distância vetorial (distância em linha reta entre as extremidades do curso principal).

## APÊNDICE 2 – DIFRATOGRAMAS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO E SOLO.

FIGURA 1 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 1.



Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 2 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 2.

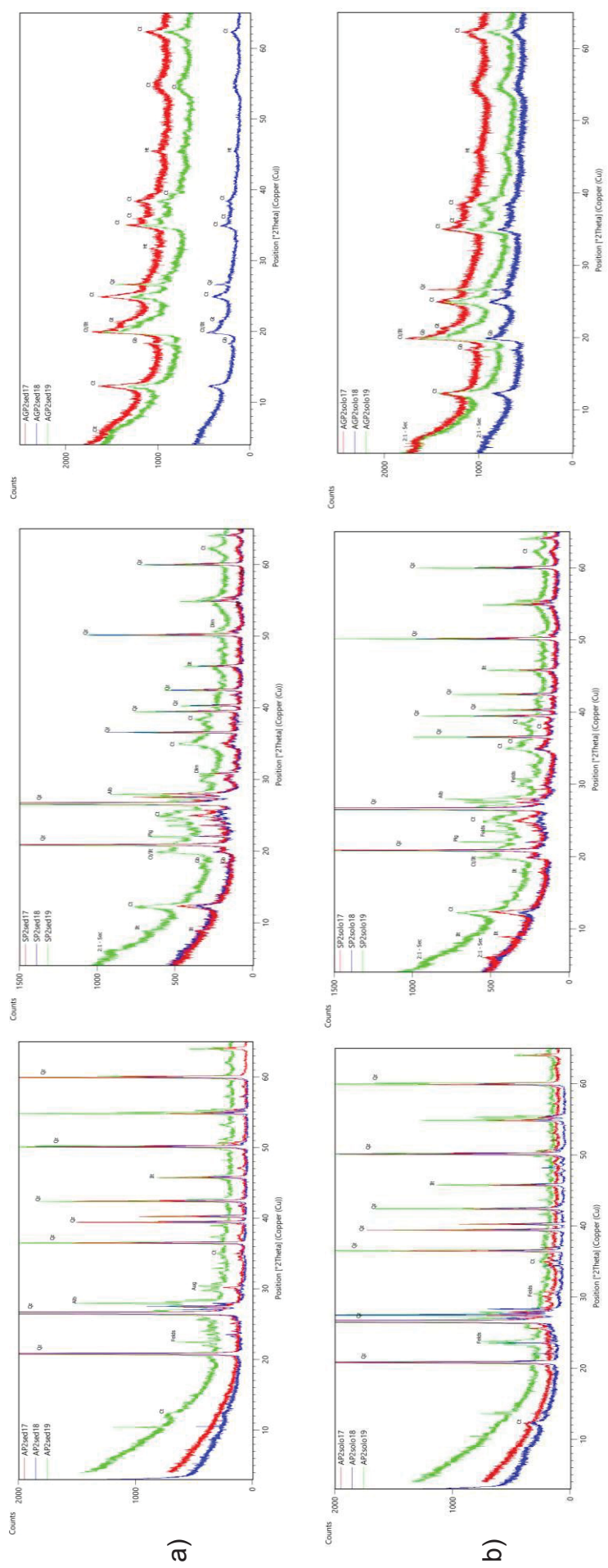
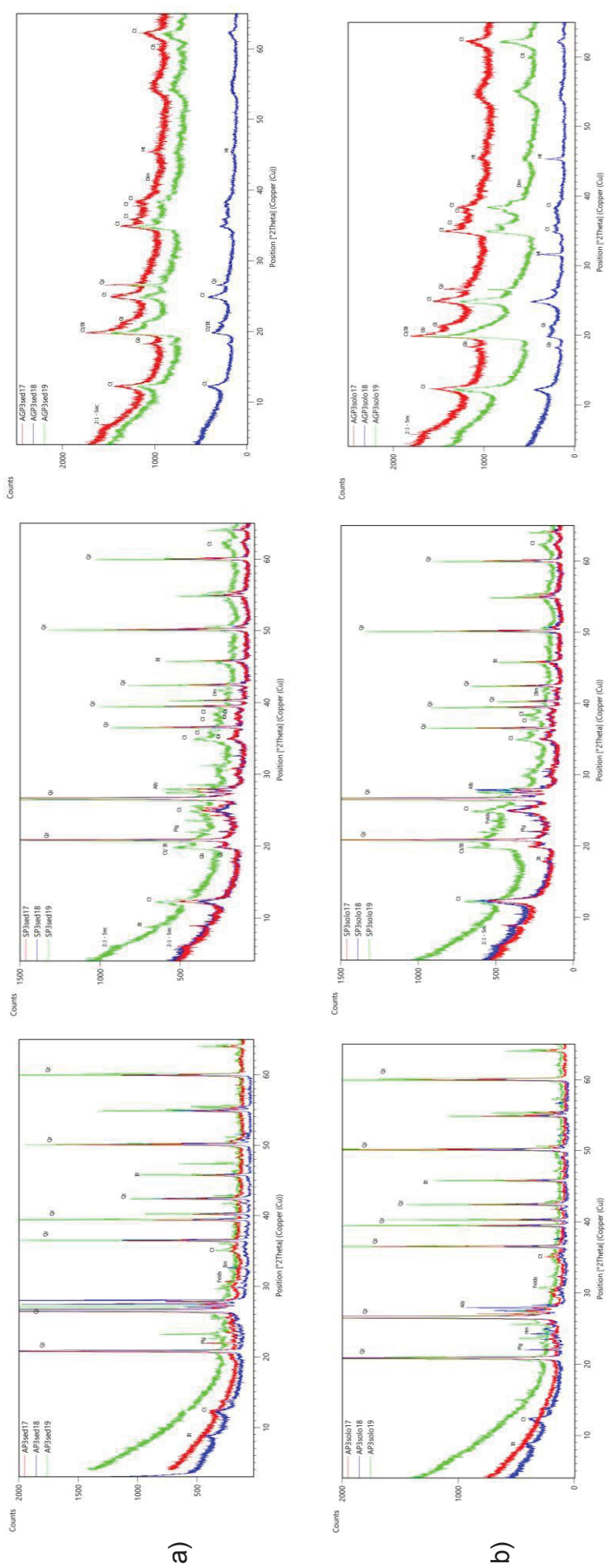
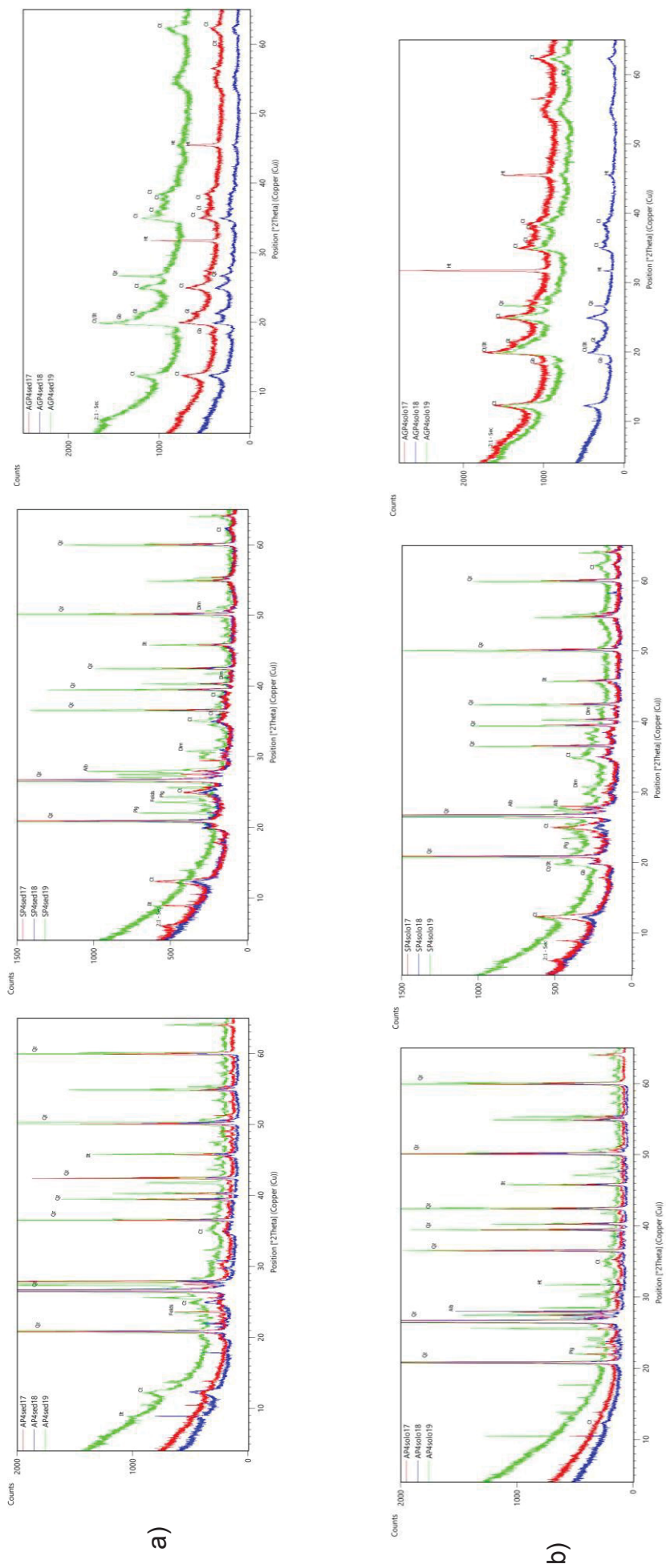


FIGURA 3 - DIFRATOGRAMAS NAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 3.



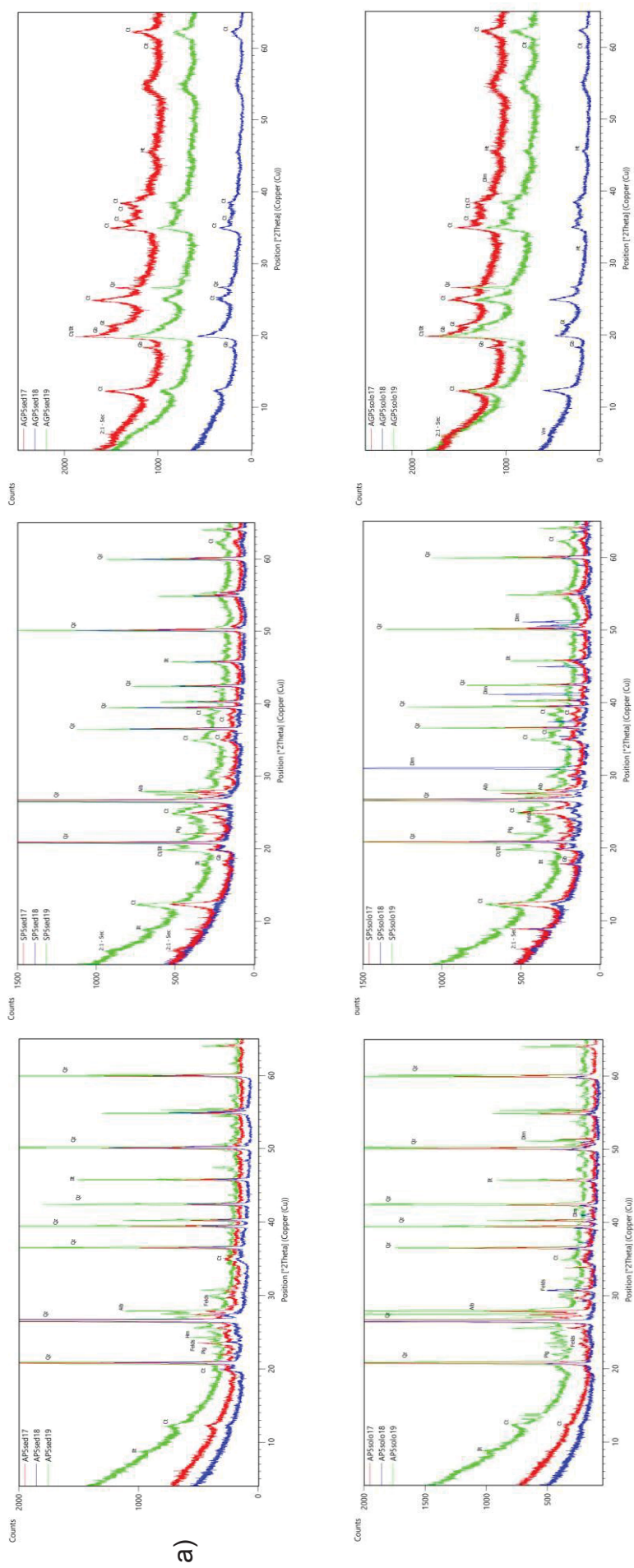
Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 4 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 4.



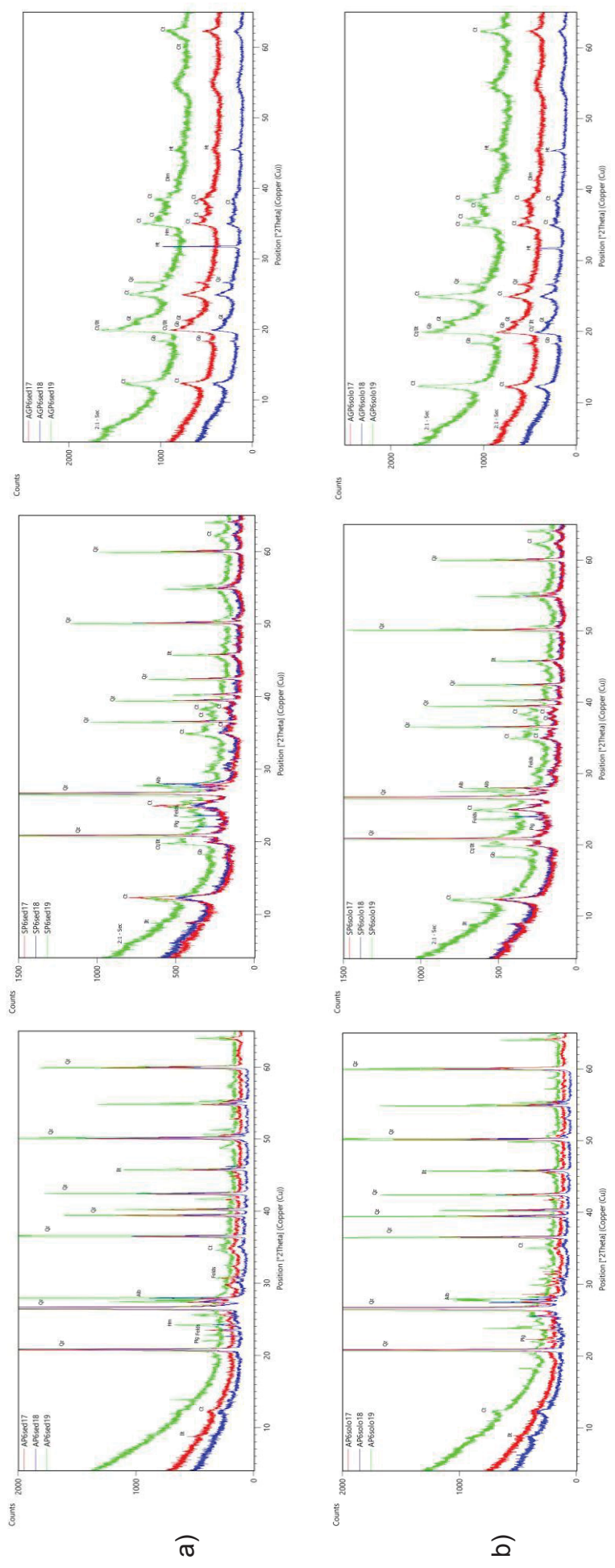
Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 5 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 5.



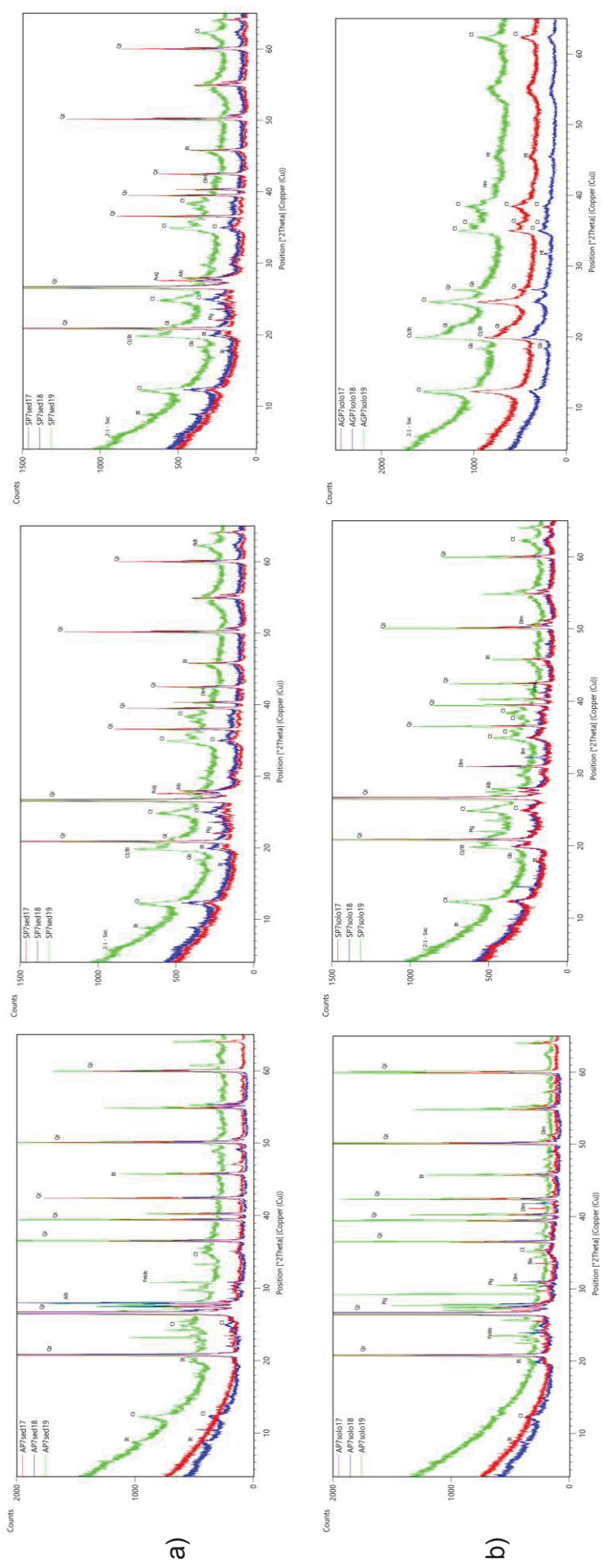
Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 6 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 6.



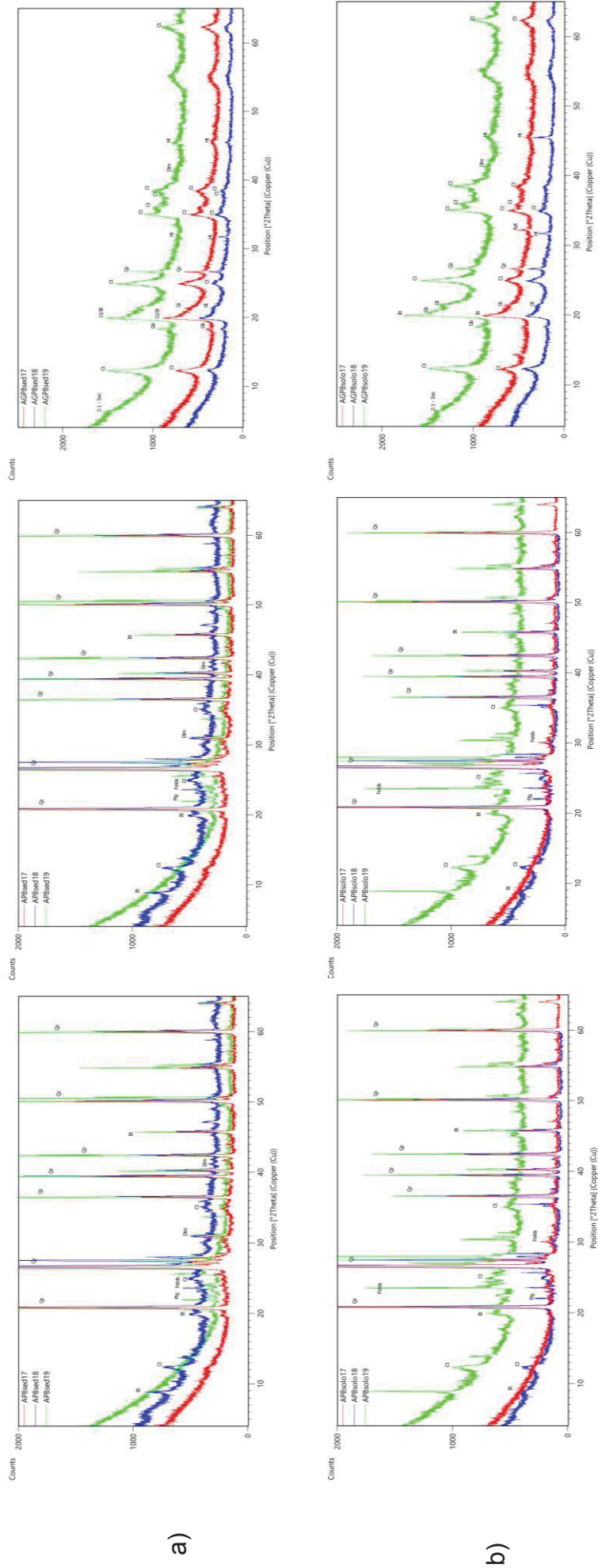
Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 7 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 7.



Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

FIGURA 13 - DIFRATOGRAMAS DAS FRAÇÕES AREIA, SILTE E ARGILA NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO (a) E SOLO (b) DO PONTO 8.



Nota: A letra inicial identifica a fração do solo, onde A – Areia; S – Silte; e AG – Argila. A sigla sed – Sedimento.

**APÊNDICE 3 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.**

Ponto	Ano	pH	Ac_Pot	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	CTC efe	P	C	N	Silte/ Argila
		CaCl <sub>2</sub>	SMP							mg dm <sup>-3</sup>	%		
1	2017	6,4	2,7	0,00	11,5	6,6	0,22	0,27	18,6	98,1	3,4	0,37	1,2
	2018	6,1	3,0	0,00	6,9	4,3	0,34	0,14	11,6	116,0	2,2	0,20	1,1
	2019	5,7	3,2	0,00	27,7	27,4	0,18	1,88	57,2	32,6	2,9	0,19	2,1
2	2017	4,6	7,8	0,03	5,6	2,9	0,21	0,14	8,9	104,0	3,2	0,25	1,2
	2018	4,9	6,2	0,00	11,5	3,9	0,30	0,16	15,8	81,3	3,6	0,32	1,2
	2019	4,8	8,4	0,01	31,7	19,1	0,29	2,58	53,7	98,7	4,6	0,42	1,2
3	2017	6,4	5,0	0,00	8,1	5,2	0,34	0,34	13,9	85,2	2,6	0,22	1,0
	2018	6,5	2,7	0,00	8,4	8,6	1,5	0,5	19,0	112,0	7,9	0,91	1,3
	2019	5,5	3,7	0,00	41,0	30,8	0,57	3,5	75,9	104,6	4,4	0,41	1,7
4	2017	5,7	9,0	0,00	7,0	5,0	0,23	0,15	12,3	16,7	4,1	0,37	1,2
	2018	6,5	2,5	0,00	15,6	4,7	0,38	0,28	21,0	102,5	2,9	0,27	0,9
	2019	5,6	3,4	0,00	31,3	24,0	0,23	2,9	58,4	115,0	2,8	0,22	0,9
5	2017	6,1	3,4	0,00	11,3	6,7	0,44	0,48	19,0	17,7	5,4	0,48	1,2
	2018	6,6	2,5	0,00	8,2	1,5	0,36	0,22	10,3	112,0	3,0	0,30	0,8
	2019	5,5	3,2	0,00	29,3	24,0	0,37	3,5	57,2	134,5	2,5	0,23	1,6
6	2017	6,0	8,4	0,00	8,9	5,9	0,18	0,14	15,1	104,0	4,6	0,40	1,2
	2018	6,6	2,5	0,00	13,9	6,3	0,83	0,42	21,5	108,0	6,8	0,70	1,1
	2019	5,7	3,4	0,00	28,5	25,0	0,43	4,3	58,3	99,1	3,2	0,30	1,5
7	2017	6,1	5,8	0,00	16,3	6,2	0,53	0,45	23,5	16,4	2,4	0,19	1,0
	2018	5,6	4,3	0,00	11,5	5,8	0,83	0,42	18,6	132,6	3,7	0,37	1,2
	2019	4,8	4,0	0,00	35,1	33,2	0,49	2,9	71,7	102,6	4,5	0,41	1,6
8	2017	4,7	12,1	0,02	3,8	2,5	0,35	0,24	6,9	22,4	2,1	0,22	1,3
	2018	4,6	5,8	0,38	12,8	5,2	0,41	0,29	19,1	20,2	3,0	0,30	2,1
	2019	4,0	12,1	0,12	18,3	9,5	0,39	0,28	28,7	7,2	1,6	0,14	1,0

FONTE: Autora (2020).

**APÊNDICE 4 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DAS AMOSTRAS DE SOLO DOS ANOS 2017, 2018 E 2019.**

Ponto	Ano	pH	A <sub>c</sub> _P <sub>ot</sub>	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	CTC <sub>efe</sub>	P	C	N	Silte/ Argila
		CaCl <sub>2</sub>	SMP							mg dm <sup>-3</sup>	%		
1	2017	6,6	3,4	0,00	12,1	6,8	0,53	0,09	19,4	19,6	1,2	0,12	1,0
	2018	4,5	6,7	0,34	12,0	3,4	0,16	0,09	15,9	7,9	2,8	0,31	1,3
	2019	5,6	2,5	0,00	41,6	27,8	0,28	0,73	70,4	52,7	4,5	0,34	1,7
2	2017	4,7	6,2	0,01	8,1	6,1	0,57	0,06	14,9	41,7	3,5	0,37	0,9
	2018	4,4	8,4	0,33	15,1	2,7	0,30	0,11	18,5	44,3	2,1	0,18	1,2
	2019	4,5	9,0	0,03	25,9	21,6	0,85	1,15	49,6	28,5	3,1	0,23	1,5
3	2017	6,0	3,4	0,00	10,2	6,6	0,16	0,12	17,1	43,2	5,2	0,42	1,2
	2018	6,7	2,4	0,00	4,1	5,5	0,19	0,13	9,9	116,0	3,0	0,24	1,2
	2019	3,7	20,4	0,27	13,1	6,2	1,05	0,40	21,0	58,3	7,1	0,56	0,9
4	2017	4,3	4,0	0,04	4,8	1,3	0,14	0,03	6,3	46,8	3,5	0,33	0,9
	2018	5,1	5,8	0,00	8,9	5,1	0,20	0,09	14,4	48,2	3,2	0,28	0,7
	2019	4,9	5,4	0,00	18,8	6,6	0,21	0,26	25,9	39,8	3,1	0,25	2,6
5	2017	6,4	4,0	0,00	15,0	7,6	0,83	0,15	23,6	86,1	1,9	0,20	1,0
	2018	7,3	1,6	0,00	18,6	4,4	1,01	0,19	24,2	31,5	1,7	0,12	2,5
	2019	5,7	3,7	0,00	41,1	31,9	0,59	2,41	75,9	39,1	5,0	0,39	1,3
6	2017	4,9	4,0	0,01	11,9	6,2	0,16	0,09	18,4	32,1	2,3	0,23	1,0
	2018	6,5	2,4	0,00	9,8	4,7	0,19	0,12	14,8	77,6	2,1	0,18	1,3
	2019	4,0	14,1	0,19	9,8	9,1	0,20	0,88	20,2	12,5	5,0	0,38	1,3
7	2017	5,6	4,3	0,00	16,6	7,4	0,45	0,22	24,6	83,4	3,8	0,26	1,2
	2018	4,7	7,2	0,53	8,4	3,9	0,19	0,12	13,1	30,1	4,3	0,40	2,1
	2019	4,8	5,8	0,00	19,9	17,0	0,22	1,97	39,1	9,8	2,1	0,18	0,9
8	2017	4,6	6,2	0,03	9,6	5,7	0,30	0,20	15,7	83,4	3,7	0,36	0,7
	2018	4,7	7,8	0,49	9,8	4,0	0,59	0,26	15,2	85,9	1,4	0,12	1,3
	2019	4,1	12,1	0,05	21,8	12,4	0,16	1,23	35,6	42,3	4,2	0,38	1,2

FONTE: Autora (2020).

**APÊNDICE 5 - TEOR PSEUDO-TOTAL DE EPTS NAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019 EM CADA PONTO DE AMOSTRAGEM.**

Ponto	Ano	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	V	Zn
						mg kg <sup>-1</sup>					
1	2017	2,7	105,9	0,57	31,0	23,8	12,2	19,1	1,9	26,7	107,1
	2018	3,8	124,6	0,00	38,7	34,2	14,7	19,3	1,3	41,3	165,9
	2019	3,4	92,8	0,00	33,1	42,6	12,9	18,1	2,0	34,2	102,3
2	2017	1,2	34,9	0,00	15,1	5,9	3,5	10,1	0,5	16,0	21,4
	2018	3,3	145,3	0,64	38,2	67,0	15,5	27,8	1,5	38,2	279,8
	2019	2,0	87,0	0,62	24,4	35,0	9,3	18,0	1,3	21,4	7,9
3	2017	2,7	80,5	0,00	32,4	17,9	9,7	22,2	1,7	26,7	65,3
	2018	4,1	165,4	1,10	43,1	91,9	19,0	25,8	2,1	39,9	299,8
	2019	4,0	134,0	0,00	43,6	55,6	14,9	23,1	2,4	37,2	234,0
4	2017	4,5	173,5	0,74	53,8	34,4	18,8	27,1	2,0	50,5	147,6
	2018	2,6	100,7	0,53	29,2	37,9	10,6	19,1	1,2	31,0	150,6
	2019	2,7	102,2	0,00	30,6	39,9	11,7	21,7	1,7	33,1	134,1
5	2017	4,2	178,4	0,65	56,5	35,1	16,6	24,5	2,6	46,3	140,7
	2018	4,2	123,3	0,65	35,3	44,6	12,6	21,0	1,4	37,0	179,4
	2019	3,6	125,6	0,59	32,6	41,1	12,4	28,2	2,3	34,3	143,4
6	2017	3,9	112,6	0,61	37,2	22,8	12,4	20,8	1,6	36,1	82,4
	2018	3,9	139,0	0,76	39,6	74,2	20,0	19,9	1,4	36,6	220,9
	2019	3,3	121,7	0,00	36,0	37,8	14,6	18,8	2,4	36,9	181,9
7	2017	1,1	32,5	0,00	13,3	3,9	3,0	8,4	0,0	13,9	17,2
	2018	4,7	212,7	0,75	56,3	62,2	20,4	24,5	2,0	53,6	302,1
	2019	4,9	210,6	0,00	50,9	62,1	18,9	24,9	3,1	55,6	12,0
8	2017	2,4	82,6	0,31	46,9	19,5	13,9	10,7	1,9	61,2	23,2
	2018	3,4	108,0	0,00	51,7	15,1	10,4	18,7	1,6	43,3	63,7
	2019	5,4	144,7	0,00	70,7	16,9	13,5	29,5	2,8	57,0	72,3

FONTE: Autora (2020).

**APÊNDICE 6 - TEOR PSEUDO-TOTAL DE EPTS NAS AMOSTRAS DE SOLO  
OBTIDOS POR MEIO DA EXTRAÇÃO EPA 3051B, DOS ANOS 2017, 2018 E 2019  
EM CADA PONTO DE AMOSTRAGEM.**

Ponto	Ano	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	V	Zn
mg kg <sup>-1</sup>											
1	2017	1,5	54,3	0,00	16,3	14,1	6,1	11,8	1,3	18,5	63,4
	2018	2,7	124,9	0,00	30,8	14,5	8,8	19,3	1,4	37,5	44,9
	2019	2,0	60,7	0,00	18,8	25,3	6,8	12,7	1,2	20,3	52,3
2	2017	3,5	119,0	0,69	37,1	26,1	13,6	22,1	1,0	32,3	114,6
	2018	3,3	103,0	0,00	36,9	37,4	9,6	25,9	0,9	38,8	113,6
	2019	3,0	107,6	0,00	30,0	29,0	9,5	25,2	1,9	36,2	96,7
3	2017	3,1	102,6	0,53	32,5	22,2	11,4	19,5	1,7	34,4	76,1
	2018	3,3	111,6	0,55	36,5	38,9	11,4	21,9	1,6	36,4	153,0
	2019	2,1	108,7	0,00	27,0	22,9	5,0	15,4	1,6	56,6	23,2
4	2017	3,9	125,1	0,35	44,8	20,3	15,0	23,9	1,4	43,5	86,0
	2018	3,2	113,4	0,00	35,8	24,2	9,5	22,7	1,2	37,4	99,9
	2019	1,2	30,1	0,00	10,0	6,2	3,3	7,0	0,9	12,8	19,5
5	2017	1,5	69,6	0,37	23,7	15,0	8,5	14,1	0,3	21,1	74,3
	2018	3,1	80,4	0,00	22,2	13,7	7,0	15,4	0,0	40,4	50,8
	2019	5,5	157,9	0,82	57,8	46,2	15,9	28,3	2,7	54,0	148,3
6	2017	2,9	94,9	0,54	35,0	21,0	15,0	18,0	1,8	31,7	98,1
	2018	2,5	105,4	0,00	37,0	29,3	13,8	17,3	1,3	36,8	147,5
	2019	3,8	71,8	0,00	32,0	26,7	9,5	17,8	1,7	49,9	65,9
7	2017	1,5	69,9	0,42	25,8	17,1	9,0	13,4	0,8	20,3	72,0
	2018	4,0	126,2	0,00	63,6	30,2	14,0	23,3	1,9	53,9	117,6
	2019	4,8	110,6	0,00	52,6	19,5	10,8	30,1	2,9	48,7	67,3
8	2017	4,6	156,8	0,43	55,9	25,7	19,4	28,7	2,4	54,2	107,9
	2018	4,2	205,3	0,67	60,2	49,4	18,7	23,7	2,0	58,3	241,0
	2019	5,0	222,3	0,66	53,8	46,8	17,4	25,4	2,6	56,4	199,4