

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO



UFRJ

**ANÁLISE DE RESÍDUOS SÓLIDOS RETIRADOS DE SISTEMAS
FLUVIAIS E DISPOSTOS NA APA MARINGÁ-VALE DO IPÊ,
BELFORD ROXO – RJ**

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

Dissertação de Mestrado

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

**ANÁLISE DE RESÍDUOS SÓLIDOS RETIRADOS DE SISTEMAS FLUVIAIS E DISPOSTOS NA APA
MARINGÁ-VALE DO IPÊ, BELFORD ROXO – RJ**

PPGL
IGEO
UFRJ

2012

2012



UFRJ

**ANÁLISE DE RESÍDUOS SÓLIDOS RETIRADOS DE SISTEMAS FLUVIAIS E
DISPOSTOS NA APA MARINGÁ-VALE DO IPÊ, BELFORD ROXO – RJ**

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geologia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como requisito necessário à obtenção do grau de Mestre em Ciências (Geologia).

Orientador(es):

Prof.^a Dr.^a Helena Polivanov

Prof. Dr. Emilio Velloso Barroso

Rio de Janeiro
Junho de 2012

ANÁLISE DE RESÍDUOS SÓLIDOS RETIRADOS DE SISTEMAS FLUVIAIS E
DISPOSTOS NA APA MARINGÁ-VALE DO IPÊ, BELFORD ROXO – RJ

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

Orientadores: Prof.^a Dr.^a Helena Polivanov
Prof. Dr. Emilio Velloso Barroso

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geologia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências (Geologia).

Aprovada por:

Presidente: Prof. Dr. João Graciano Mendonça Filho, UFRJ

Prof.^a Dr.^a Andrea Ferreira Borges, UFRJ

Prof. Dr. Heitor Fernandes Mothé Filho, UFRRJ

Rio de Janeiro
Junho de 2012

Sousa, Márcio Antônio Mendonça de

Análise de Resíduos Sólidos Retirados de Sistemas Fluviais e Dispostos na APA Maringá-Vale do Ipê, Belford Roxo – RJ / Márcio Antônio Mendonça de Sousa. -- Rio de Janeiro: UFRJ / IGEO, 2012.

xvii, 96 p.: il. ; 29,7 cm

Orientadores: Helena Polivanov e Emilio Velloso Barroso

Dissertação (mestrado) – UFRJ / Instituto de Geociências / Programa de Pós-Graduação em Geologia, 2012.

Referências bibliográficas: f. 85-96

1. Resíduos sólidos. 2. Dragagem. 3. Contaminação. 4. Toxicidade. 5. Ecotoxicologia. 6. Lixiviação. 7. Belford Roxo. 8. Rejeitos dispostos na APA – Tese. I. Polivanov, Helena. II. Barroso, Emilio Velloso. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, PPGL. IV. Análise de Resíduos Sólidos Retirados de Sistemas Fluviais e Dispostos na APA Maringá-Vale do Ipê, Belford Roxo – RJ

AGRADECIMENTOS

Se não fosse algo ou Alguém responsável pelo surgimento do nosso Universo, da Terra, da vida na Terra e, recentemente, do homem, nem os resíduos criados por ele, nem eu, existiríamos, tornando impossível a confecção desse trabalho.

À minha mãe Vera Lucia e minha avó Liubelia que me incentivaram nos momentos mais difíceis da minha graduação, sem a qual, não seria geólogo;

À minha esposa Cristiane e aos meus filhos Júlia, Marco Antônio e Luís Antônio que foram privados, por incontáveis dias, da minha presença para que eu pudesse realizar esse trabalho;

Ao prefeito municipal de Belford Roxo Alcides de Moura Rolim Filho e aos secretários de Habitação e Urbanismo Gilvan Gorgonho de Medeiros e de Meio Ambiente e Saneamento que por esta secretaria passaram neste período: Jorge Soares Braga, Alzemiro dos Santos Dias e José Albino Vaz Pereira, por me incentivarem e darem todas as condições técnicas e logísticas;

A todos os funcionários da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Saneamento de Belford Roxo, que sempre estiveram dispostos a me fornecer informações;

Aos meus professores e orientadores Emilio Velloso Barroso e Helena Polivanov, não apenas pela imensa paciência para comigo, como também por estarem sempre disponíveis a tirar as minhas dúvidas e direcionar a minha pesquisa;

A todos os professores que ministraram aulas durante o curso;

Às engenheiras civis professora Andrea Ferreira Borges e Maria de Fatima Almeida Seabra Cavalcanti, pelo apoio nos ensaios físicos;

À secretária de pós-graduação Christina Barreto Pinto, que nunca deixou de atender às minhas solicitações;

Ao LAFO e seus pesquisadores José e Joalice de Oliveira Mendonça, pelo apoio nos ensaios de quantificação de carbono orgânico e enxofre;

Ao CETEM e ao doutorando Ricardo Gonçalves Cesar, fundamentais na realização dos ensaios ecotoxicológicos;

Ao professor Rafael Sathler pelo auxílio nos ensaios mineralógicos;

Ao professor Júlio Cezar Mendes pela realização dos ensaios de análise química total;

À COPPE, na figura da pesquisadora Maria da Glória Marcondes Rodrigues, pela imensa ajuda na realização dos ensaios de lixiviação;

Aos meus queridos ajudantes nos ensaios, alunos de graduação em geologia da UFRJ, Kadson Matheus Barreiros Gomes, Maurício Bulhões Simon e Rafael Ferro Moreira;

Aos colegas de mestrado Thiago Telles Alvaro e Dayse Mirella Oliveira Timoteo por diversos suportes técnicos;

À CAPES, que nos últimos 8 meses me forneceu uma bolsa de estudos, essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

ANÁLISE DOS RESÍDOS SÓLIDOS RETIRADOS DE SISTEMAS FLUVIAIS E DISPOSTOS NA APA MARINGÁ-VALE DO IPÊ, BELFORD ROXO – RJ

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

Orientadores: Prof.^a Dr.^a Helena Polivanov
Prof. Dr. Emilio Velloso Barroso

Resumo da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geologia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências (Geologia).

O Instituto Estadual do Ambiente (INEA) vem dragando sedimentos do leito e das margens de diversos rios da Baixada Fluminense-RJ, buscando desassoreá-los para reduzir as inundações que ocorrem regularmente na região. Parte considerável dos resíduos, após serem retirados dos corpos hídricos, foi despejada na Área de Proteção Ambiental Maringá – Vale do Ipê, situada no município de Belford Roxo-RJ. A fim de se verificar o grau de contaminação desses rejeitos, que podem vir a afetar o solo e os sistemas aquáticos, foram realizadas análises químicas, físicas, mineralógicas, ecotoxicológicas e de lixiviação. Com a realização dos ensaios pôde-se concluir que, nas condições em que o bota-fora se encontra, não é aconselhável implantar obras de engenharia no local, visto que os resíduos são patogênicos e que apresentam teores de cromo que oferecem risco muito alto de contaminação à biota. Deve-se destacar que esses materiais são plásticos e tendem a ser compressíveis, inadequados para fundações.

Palavras-chave: resíduo, contaminação, Belford Roxo

ABSTRACT**ANALYSIS OF SOLID RESIDUE REMOVED FROM RIVER SYSTEMS AND FORTH
IN THE AREA OF ENVIRONMENTAL PROTECTION MARINGÁ-VALE DO IPÊ,
BELFORD ROXO – RJ**

Márcio Antônio Mendonça de Sousa

Orientadores: Prof.^a Dr.^a Helena Polivanov
Prof. Dr. Emilio Velloso Barroso

Abstract da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Geologia, Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências (Geologia).

The organization for environmental issues in the state of Rio de Janeiro (INEA) has been dragging sediments away from several river beds and banks of Baixada Fluminense to reduce their recurrent overflow. A considerable amount of residue taken from the rivers was discharged into a nature reserve Maringa – Vale do Ipe located in the municipality of Belford Roxo in Rio de Janeiro. It is relevant to society and public affairs to find out if this material is toxic and consequently harmful to the environment. This study verifies a probable soil and water contamination due to inappropriate arrangement of the rejects, providing information for future recovering actions and possible applications for this material. The methodology consists in samples shovelled from the rejects with earth boring and an auger in wells opened by a backhoe loader. A detailed sample analysis encompasses chemistry, physics, mineralogy, ecotoxicology and leaching. The aim of the analysis is to characterize the material and to examine its level of contamination. Results suggest that local engineering/construction should be avoided. Hazardous rejects with high chromium concentration are potentially harmful to the environment. This material is plastic and tends to be compressible, hence inappropriate for foundations.

Keywords: reject, contamination, Belford Roxo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	DESCRIÇÃO DO PROBLEMA	1
1.1.1	Contaminação x Poluente	2
1.1.2	Metais Pesados	2
1.1.3	Dragagem	3
1.1.4	Descarte do Material Dragado	5
1.1.5	Área de Proteção Ambiental	7
1.2	OBJETIVO	8
1.3	JUSTIFICATIVA	9
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	24
4	METODOLOGIA	31
4.1	MATERIAL	31
4.2	MÉTODO DE COLETA DAS AMOSTRAS	31
4.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA	34
4.3.1	Análise granulométrica	34
4.3.1.1	Remoção de sais	35
4.3.2	Massa específica dos sólidos	36
4.3.3	Limites de Atterberg	36
4.3.4	Índice de Skempton	38
4.4	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA	38
4.4.1	Potencial hidrogênico	39
4.4.2	Carbono orgânico e enxofre	41
4.4.3	Análises químicas	42
4.4.3.1	Análise química total por fluorescência de raios-x	42
4.4.3.2	Análise dos metais pesados	42
4.5	CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA	43
4.6	CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA	47
4.7	LIXIVIAÇÃO	49
5	RESULTADOS OBTIDOS	52

5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA	52
5.1.1	Análise granulométrica	52
5.1.1.1	Granulometria comparativa – defloculante	53
5.1.1.2	Granulometria comparativa – remoção de sais	62
5.1.2	Massa específica dos sólidos	63
5.1.3	Limites de Atterberg	64
5.1.4	Índice de atividade de Skempton	65
5.2	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA	66
5.2.1	Potencial hidrogênico	66
5.2.2	Carbono orgânico e Enxofre	67
5.2.3	Análises químicas	68
5.2.3.1	Análise química total por fluorescência de raios-x	68
5.2.3.2	Análise dos metais pesados	68
5.3	CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA	70
5.4	CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA	73
5.5	LIXIVIAÇÃO	79
6	CONCLUSÕES	82
7	SUGESTÕES	84
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Dragas removendo sedimentos do leito e das margens do Rio Botas.	4
Figura 1.2 – Localização da área de descarte do bota-fora e dos rios dragados em Belford Roxo.	5
Figura 1.3 – Mapa hipsométrico de Belford Roxo, com a área de descarte do bota-fora.	6
Figura 1.4 – Imagens comparativas da área onde foi descartado o bota-fora, de 2005 e 2010.	6
Figura 1.5 – Localização das APAs do Município de Belford Roxo.	8
Figura 2.1 – Estrutura cristalina dos argilominerais.	13
Figura 2.2 – Representação esquemática das estruturas dos argilominerais presentes nos sedimentos descartados na APA.	14
Figura 3.1 – Localização do município de Belford Roxo, e seus bairros, no estado do Rio de Janeiro.	24
Figura 3.2 – Isoietas anuais de 1968 a 1995.	25
Figura 3.3 – Mapa geológico de Belford Roxo.	26
Figura 3.4 – Mapa geomorfológico de Belford Roxo.	27
Figura 3.5 – Mapa pedológico de Belford Roxo.	28
Figura 3.6 – Bacias hidrográficas da Baía de Guanabara.	29
Figura 3.7 – Localização da área onde estão sendo despejados os resíduos na APA Maringá-Vale do Ipê.	30
Figura 4.1 – Descarte dos resíduos na APA.	31
Figura 4.2 – Secagem dos resíduos ao ar.	31

Figura 4.3 – Abertura de cava para retirada do material por uma escavadeira.	32
Figura 4.4 – Área do bota-fora com a localização dos pontos amostrados.	32
Figura 4.5 – Coleta com trado e picareta de amostra deformada no ponto D.	33
Figura 4.6 – Ensaio de peneiramento.	34
Figura 4.7 – Ensaio de sedimentação.	34
Figura 4.8 – Aparelho de dispersão utilizado para dispersar o sedimento.	35
Figura 4.9 – Aquecimento a 80°C da água destilada com sedimento, durante processo de remoção de sais.	35
Figura 4.10 – Fervura do conjunto solo + água (NBR-6508).	36
Figura 4.11 – Aparelho de Casagrande para ensaio de LL.	37
Figura 4.12 – Placa de vidro esmerilhado para ensaio de LP.	37
Figura 4.13 – pHmetro utilizado na determinação do pH dos sedimentos.	39
Figura 4.14 – Aparelho de quantificação de carbono e enxofre.	41
Figura 4.15 – Analisador portátil de mercúrio LUMEX.	43
Figura 4.16 – Passagem do material na peneira 270 para obtenção da argila.	44
Figura 4.17 – Decantação, por 24 horas, para separação das fração argila.	44
Figura 4.18 – Processo de remoção de carbonatos.	44

Figura 4.19 – Processo de remoção de matéria orgânica.	44
Figura 4.20 – Processo de remoção de ferro.	44
Figura 4.21 – Processo utilizado durante a saturação das amostras com Mg e K.	45
Figura 4.22 – Disposição da amostra na lâmina e Método do Esfregaço.	45
Figura 4.23 – Dessecador.	46
Figura 4.24 – Forno Mufla.	46
Figura 4.25 – Difratorômetro utilizado nos ensaios.	46
Figura 4.26 – Cultivo e detalhes dos oligoquetas.	47
Figura 4.27 – Agitador rotatório.	49
Figura 4.28 – Centrífuga utilizada nos ensaios da marca Hitachi.	50
Figura 4.29 – Espectrômetro de absorção atômica utilizado nos ensaios da marca Perkim Elmer.	50
Figura 4.30 – Soluções padrão de cobre, cromo e zinco.	51
Figura 4.31 – Balões volumétricos com diversas concentrações de solução padrão de cobre, cromo e zinco.	51
Figura 5.1 – Diagramas de classificação textural dos solos, segundo Shepard (1954) e EMBRAPA (1999).	53
Figura 5.2 – Curvas granulométricas da amostra A.	54
Figura 5.3 – Curvas granulométricas da amostra B.	55
Figura 5.4 – Curvas granulométricas da amostra C.	56
Figura 5.5 – Curvas granulométricas da amostra D.	57
Figura 5.6 – Curvas granulométricas da amostra E.	58

Figura 5.7 – Curvas granulométricas da amostra F.	59
Figura 5.8 – Curvas granulométricas da amostra G.	60
Figura 5.9 – Curvas granulométricas da amostra H.	61
Figura 5.10 – Curvas granulométricas da amostra D com a presença de sais e após a remoção deles.	63
Figura 5.11 – Localização das amostras na Carta de Plasticidade para a classificação de solos finos pelo SUCS.	65
Figura 5.12 – Difratoograma da amostra A.	70
Figura 5.13 – Difratoograma da amostra B.	70
Figura 5.14 – Difratoograma da amostra C.	70
Figura 5.15 – Difratoograma da amostra D.	70
Figura 5.16 – Difratoograma da amostra E.	70
Figura 5.17 – Difratoograma da amostra F.	70
Figura 5.18 – Difratoograma da amostra G.	71
Figura 5.19 – Difratoograma da amostra H.	71
Figura 5.20 – Proporção relativa dos argilominerais presentes no bota-fora.	72
Figura 5.21 – FBC e concentração de chumbo nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas.	75
Figura 5.22 – FBC e concentração de cobre nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas.	75
Figura 5.23 – FBC e concentração de cromo nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas.	76

Figura 5.24 – FBC e concentração de mercúrio nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas. 76

Figura 5.25 – FBC e concentração de níquel nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas. 77

Figura 5.26 – FBC e concentração de zinco nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado e nos oligoquetas. 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Valores dos ensaios obtidos, por diversos autores, para granulometria, LL, LP, IP, ρ_s e IAs.	10
Tabela 2.2 – Diferenças entre a ecotoxicologia e a toxicologia clássica.	16
Tabela 2.3 – Valores de classificação para os metais pesados dragados.	18
Tabela 2.4 – Valores orientadores recomendados pela legislação brasileira para a qualidade de solos.	19
Tabela 2.5 – Índice de geoacumulação.	21
Tabela 2.6 – Fontes de contaminação mais comuns e efeitos sobre a saúde dos principais metais encontrados em sedimentos.	22
Tabela 2.7 – Valores orientadores para a qualidade da água subterrânea.	23
Tabela 4.1 – Localização dos pontos onde foram coletadas as amostras.	33
Tabela 4.2 – Classificação do solo quanto à atividade da argila.	38
Tabela 4.3 – Classificação quanto à reação dos solos, segundo a EMBRAPA (1999).	40
Tabela 5.1 – Percentual das frações granulométricas presentes nas amostras com a utilização de defloculante e sem a sua utilização.	52
Tabela 5.2 – Percentual das razões granulométricas presentes na amostra D antes e após a remoção dos sais.	62
Tabela 5.3 – Massas específicas dos grãos e teor de matéria orgânica.	63
Tabela 5.4 – Índices de Atterberg das amostras.	64
Tabela 5.5 – Índices de compressão dos sedimentos.	64
Tabela 5.6 – Índice de atividade das amostras.	66

Tabela 5.7 – Valores dos pHs e Δ pHs das amostras.	66
Tabela 5.8 – Teores de carbono orgânico e matéria orgânica.	67
Tabela 5.9 – Teores de enxofre.	67
Tabela 5.10 – Resultados da análise química por fluorescência de raios-x na amostra D.	68
Tabela 5.11 – Relação entre a concentração dos metais pesados presentes nos sedimentos dragados e os valores orientadores estabelecidos pela CETESB (2005) e pelo CONAMA (344, 2004 e 420, 2009).	69
Tabela 5.12 – Altura dos picos e proporções relativas de cada argilomineral presente nas amostras.	71
Tabela 5.13 – Perda de massa dos oligoquetas nas diversas relações solo artificial X sedimento dragado.	73
Tabela 5.14 – Concentração dos elementos no sedimento, nos oligoquetas e FBC.	74
Tabela 5.15 – Teores totais de metais pesados nos resíduos.	78
Tabela 5.16 – Teores totais dos metais pesados nos resíduos, no folhelho médio e IGEO.	79
Tabela 5.17 – Concentração dos elementos nas soluções padrão nas diversas diluições, nas soluções em branco e do coeficiente de determinação.	80
Tabela 5.18 – Concentração dos elementos nos extratos lixiviados, em diversos tempos.	80
Tabela 5.19 – Relação entre as concentrações máximas dos elementos nos extratos lixiviados e os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420 (2009).	81

SIGLAS

APA – Área de Proteção Ambiental.

ASTM – American Society for Testing and Materials.

Cc – Índice de Compressão.

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

COPPE – Coordenação de Programas de Pós-Graduação em Engenharia

COT – Carbono Orgânico Total.

DRM – Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

FBC – Fator de Bioconcentração.

FC – Fator de Contaminação.

IA_s – Índice de Atividade das Argilas.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IGEO – índice de Geoacumulação.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro.

IP – Índice de Plasticidade.

LABGEO – Laboratório de Química dos Solos do Setor de Geotecnia Ambiental.

LL – Limite de Liquidez.

LOI – Perda ao Fogo.

LP – Limite de Plasticidade.

NBR – Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas.

PH – Potencial Hidrogênico.

PMBR – Prefeitura Municipal de Belford Roxo.

REDUC – Refinaria Duque de Caxias.

RH – Região Hidrográfica.

S_{Ap} – Solo Artificial Puro.

UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

USEPA – United States Environmental Protection Agency.

ZVS – Zona de Conservação de Vida Silvestre.

1 INTRODUÇÃO

1.1 DESCRIÇÃO DO PROBLEMA

O crescimento urbano e o conseqüente avanço industrial e tecnológico levam ao aumento da produção e da quantidade de resíduos que, lançados no ambiente, alteram as condições de equilíbrio da natureza, seja pela violação ou exaustão dos recursos naturais, seja pelo acúmulo de rejeitos conduzindo à poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, em detrimento da qualidade de vida em nosso planeta (CASTRO NETO, 1985). Segundo Pereira Neto (1992), uma maneira de se equacionar os problemas destes resíduos é a obtenção de uma solução que possa absorver, ao máximo, os diversos tipos destes materiais, pautada nos princípios ecológicos de proteção dos recursos naturais e de reaproveitamento do material e de energia, sendo uma solução de tratamento compatível com o desenvolvimento econômico e social do nosso país, o que nos permite exercer cidadania e preservar o ambiente (BORGES, 2002).

A necessidade de se criar instrumentos para que resíduos sólidos possam ser removidos do meio ambiente e serem reaproveitados aumenta cada vez mais. Em 2 de agosto de 2010 foi sancionada a Lei Federal nº: 12 305, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, tendo como um dos seus objetivos, a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Devido a um mal planejado crescimento da população urbana, os corpos hídricos têm recebido em seu sistema, ao longo deste e do século passado, grande quantidade de sedimentos graças à presença de inúmeras jazidas de extração mineral, à remoção de suas matas ciliares e da vegetação local. Concomitantemente, sofrem com o despejo de efluentes líquidos e resíduos sólidos provenientes de esgoto domiciliar e industrial, os quais não tem qualquer tipo de tratamento, além de uma gama imensurável de objetos jogados em seus leitos.

1.1.1 Contaminante x Poluente

Contaminação e poluição são palavras de significados distintos. De acordo com Chapman (2007), contaminação é a presença de uma determinada substância que se encontra em concentrações acima de um valor de referência; já poluição é a contaminação que resulta, ou pode resultar, em efeitos biológicos adversos à biota. Assim sendo, todos os contaminantes são poluentes. Essa diferença não pode ser determinada tomando-se como base, exclusivamente, análises químicas. Para determinar se tal substância é poluente devem ser empregadas outras análises, como ecotoxicológicas e de biodisponibilidade.

1.1.2 Metais Pesados

A presença de metais pesados nos solos é comum, ocorrendo, naturalmente, em variadas concentrações (de mg a mg/kg), não sendo consideradas tóxicas para os seres vivos. Alguns, em pequenas quantidades, são essenciais para desempenhar diversas funções metabólicas nos organismos, mas em excesso passam a ser prejudiciais à sua saúde. Os que não são úteis podem ser neutros ou tóxicos.

Define-se metais pesados, como metais que apresentam massa específica superior a $3,5\text{g/cm}^3$, estando associados à contaminação ambiental e potencial toxicidade e ecotoxicidade (DUFFUS, 2002), podendo causar danos à saúde humana e ao ambiente.

A ocorrência de metais pesados no solo é generalizada em condições naturais. Nessas condições, a sua principal fonte nos solos é o material de origem do qual foram derivados. Fontes antropogênicas, incluindo atividades como mineração, beneficiamento de metais, queima de combustíveis fósseis, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, disposição de esgotos industriais e domiciliares in natura, resíduos de indústrias de beneficiamento químico, pneus, baterias, carrocerias e uma infinidade de objetos adicionam aos corpos hídricos e ao solo materiais que contêm esses elementos, podendo atingir concentrações que comprometem a qualidade dos ecossistemas. Na realidade, é muito difícil distinguir se a ocorrência de um aumento nos níveis de metais pesados no solo deve-se a fontes naturais ou antropogênicas (SILVEIRA, 2002).

Os metais pesados, do ponto de vista químico, são altamente reativos e complexos, o que explica a dificuldade de encontrá-los em estado puro na natureza. A intensidade dessas reações é influenciada por atributos dos solos tais como: pH, textura e composição mineral, teor de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, composição da solução do solo e a temperatura ambiente (DE MOURA et al., 2006).

Um dos fatores mais importantes na análise do potencial de risco de áreas contaminadas é o conhecimento das características físicas, químicas e mineralógicas dos solos. A avaliação do potencial de risco e da toxicidade de metais em solos requer a análise da quantidade de metal que é móvel e que pode ser lixiviada.

A retenção de metais por meio dos solos argilosos é conhecida, e estes têm sido muito utilizados como barreiras em sítios de disposição de resíduos. Diferentes mecanismos contribuem para esse processo de retenção. Os constituintes dos solos que conferem esse poder de retenção são os compostos minerais e orgânicos presentes nas frações silte e argila.

Segundo Reis (2002), outra questão que tem demandado atenção dos pesquisadores se refere à possibilidade de movimento dos metais pesados através do perfil do solo, podendo atingir o lençol freático. Apesar da mobilidade dos metais no solo ser apontada como nula ou muito baixa (BAXTER et al., 1983; CHANG et al., 1984; WILLIAMS et al., 1987), alguns autores têm questionado a persistência da capacidade do solo em reter tais elementos em função do tempo, dos níveis de contaminação, dos fatores climáticos e das taxas de degradação da carga orgânica dos materiais contaminantes (McBRIDE, 1995; CAMOBRECO et al., 1996; McBRIDE et al., 1997).

1.1.3 Dragagem

Outro termo importante a ser definido neste trabalho é dragagem, que é a escavação ou remoção de solo ou rochas do fundo de rios, lagos, e outros corpos d'água através de equipamentos denominados dragas (figura 1.1).

Os principais objetivos da dragagem são o aprofundamento e o alargamento de canais em rios, portos e baías, a construção de diques e o preparo de fundações para pontes e outras estruturas. O processo de dragagem também é utilizado para a

exploração de depósitos minerais, diamantes e recursos marinhos de valor comercial tais como alguns tipos de moluscos (COMPTON'S ENCYCLOPEDIA, 1998; TORRES, 2000).

Como produtos de dragagens têm-se os bota-foras. O bota-fora, segundo Zimbres (2011), é um produto natural, não servível a curto-prazo, que deve ser colocado de lado, provisória ou definitivamente, sendo constituído por material inconsolidado ou rochoso retirado de escavações.



Figura 1.1 – Dragas removendo sedimentos do leito e das margens do Rio Botas.

O Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), através do Projeto Iguaçú, vem, desde junho de 2007, removendo por meio de dragagem, sedimentos do leito de diversos rios da Baixada Fluminense e de suas margens (figura 1.1) com o objetivo de tentar reduzir as inundações, tão comuns na região. Essas inundações trazem diversos problemas às comunidades locais, como doenças, danos materiais e perda de vidas. Segundo o próprio INEA (2011), já foram extraídos mais de 4 milhões de toneladas de lama e lixo.

Os resíduos descartados em Belford Roxo provêm dos rios Iguaçú, Botas e Sarapuí, os quais vêm sofrendo as intervenções do INEA. Esses corpos hídricos estão situados na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçú (figura 1.2), drenando uma área de 699,4km² (aproximadamente 17% de toda a área continental de contribuição à Baía de Guanabara), totalizando um perímetro de 160,7km (CONSÓRCIO ECOLOGUS-AGRAR, 2005).

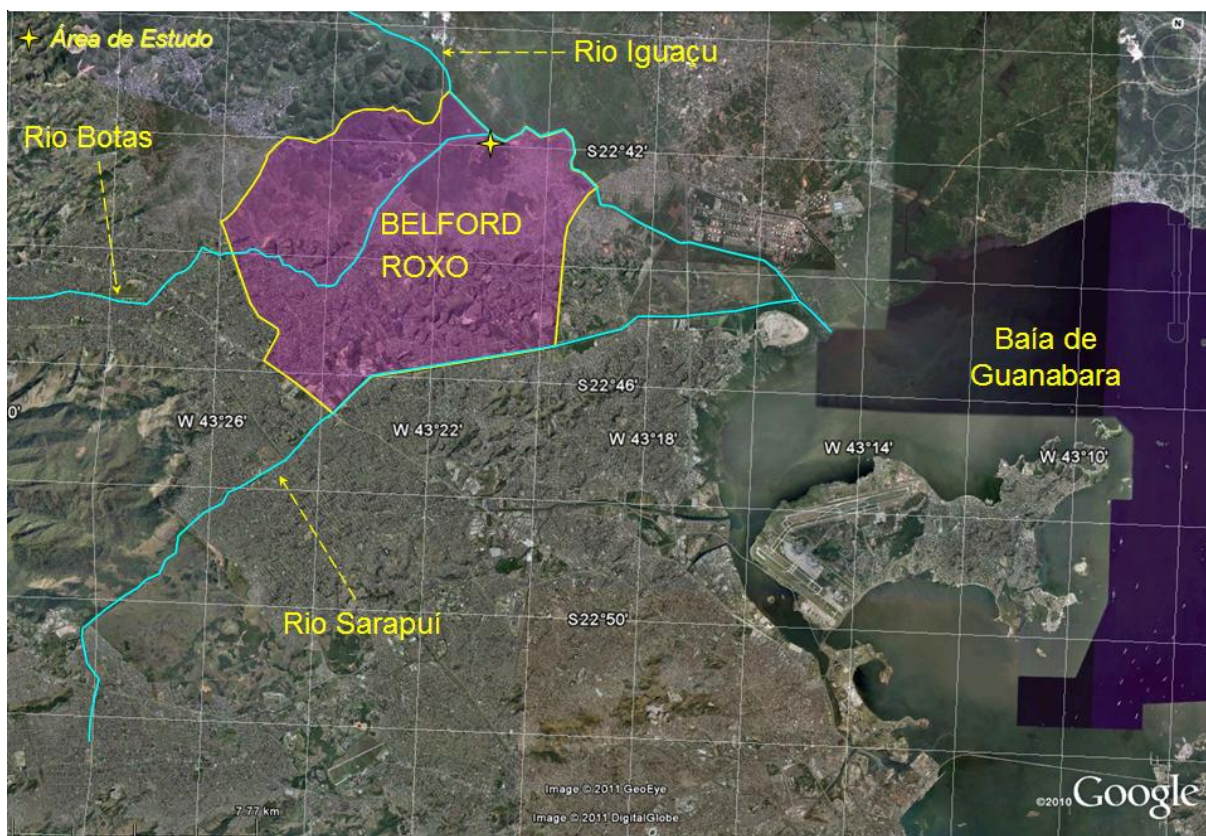


Figura 1.2 – Localização da área de descarte do bota-fora (marcado com uma estrela) e dos rios dragados em Belford Roxo (GOOGLE EARTH, 2011).

Vale ressaltar que todos os rios da Baixada Fluminense sofrem com a degradação provocada pelo lançamento de efluentes residenciais e industriais em seus sistemas fluviais, sem qualquer tratamento, pelo despejo de resíduos sólidos e pela presença de diversas jazidas de material terroso associadas a desmatamentos. Esses fatores contribuem intensamente para seus assoreamentos.

1.1.4 Descarte do Material Dragado

De acordo com Gomes et al. (2000), uma área para receber o descarte dos resíduos sólidos deve apresentar algumas características como estar afastada dos centros urbanos, possuir facilidade de acesso para o transporte dos rejeitos e ter baixa declividade, inferior a 10 graus (de preferência estar entre 0 grau e 3 graus). Também devem ser consideradas a distância da área para as águas superficiais e subterrâneas e as possibilidades de usos futuros para o local. Essas considerações têm o objetivo de evitar problemas como o assoreamento dos corpos hídricos superficiais, a contaminação, tanto das águas superficiais como das águas subterrâneas, e o custo com combustíveis e peças dos veículos que transportam os

resíduos.

O descarte de parte deste material dragado (cerca de 400 mil m³) ocorreu no norte do município de Belford Roxo (figura 1.3), em uma área com aproximadamente 193 880m², 300 metros a sudoeste da confluência dos rios Iguaçu e Botas, na margem direita deste último, em propriedade particular.

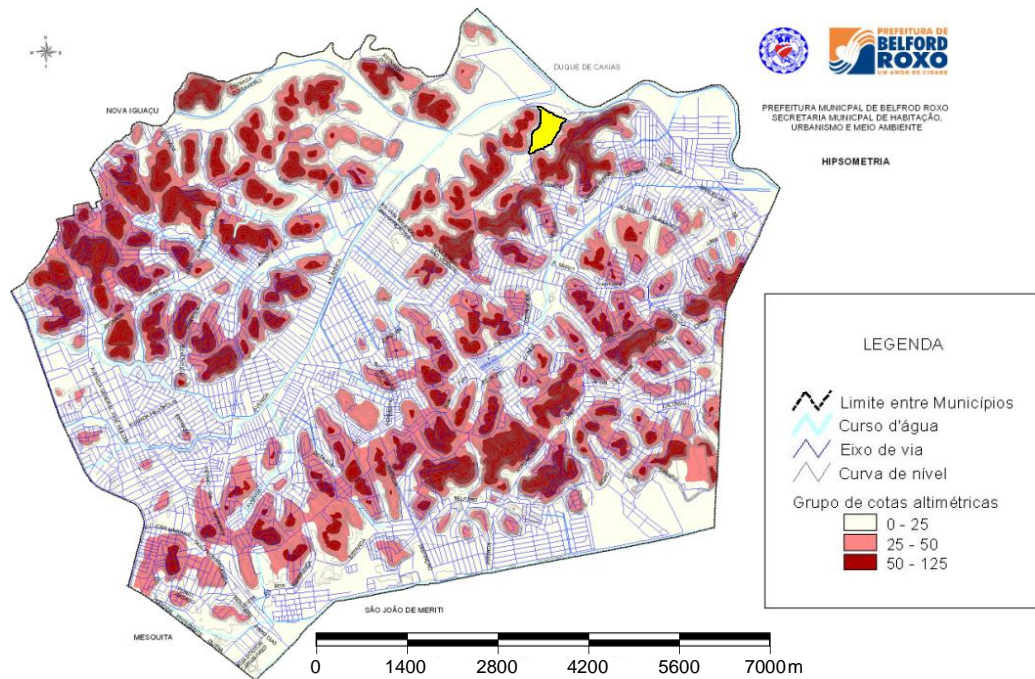


Figura 1.3 – Mapa hipsométrico de Belford Roxo, com a área de descarte do bota-fora destacada em amarelo (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELFORD ROXO, 2000).

Esse local se encontra em uma região de baixada entre duas elevações (figura 1.3), que antes do descarte apresentava vegetação rasteira alternando-se com algumas árvores de médio e grande porte (figura 1.4a).

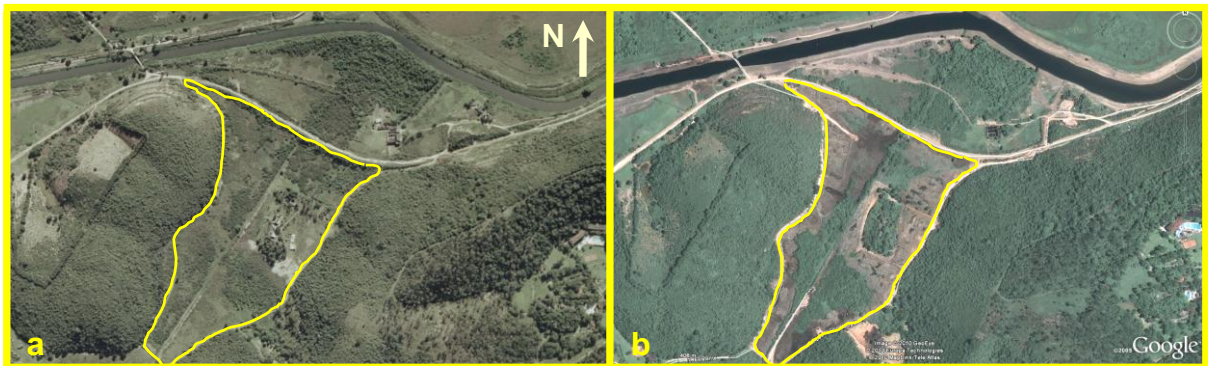


Figura 1.4 – Imagens comparativas da área onde foi descartado o bota-fora (delimitada pela linha amarela). A figura 1.4a foi tirada em julho de 2005 (Fotografia Aérea Digital, 2005) e a figura 1.4b no final de 2010 (Google, 2010), ambas na escala 1:20000.

É importante citar que não há restrições para se dispor material dragado quando este é inerte, exceto se alterar as condições de estabilidade geotécnica do

local de disposição; causar prejuízo à vegetação local ou ao uso futuro da área; ou a água em excesso, ao retornar ao corpo hídrico, carrear material, causando problemas de turbidez. Caso o material esteja contaminado, os problemas ambientais, que poderão ser causados, são: riscos ao ecossistema das áreas de disposição e de influência do rejeito; restrições aos usos atuais e futuros da área; ações naturais ou antrópicas que venham romper o confinamento dos contaminantes e a possibilidade de contaminação do lençol freático e das águas superficiais no entorno do local da disposição, pela percolação dos efluentes ou outros mecanismos de transporte de contaminantes (SEMADS, 2002).

Devem ser tomados, como medidas mitigadoras, na área de disposição do material dragado, os empregos: de camada impermeável como revestimento de fundo para reduzir a migração de contaminantes para o subsolo, de sistemas de coleta e tratamento do efluente percolado e camada de cobertura do material dragado a fim de impedir qualquer lixiviação consequente de intempéries (SEMADS, 2002).

1.1.5 Área de Proteção Ambiental

Mais um termo cuja definição e histórico deve ser apresentado é a Área de Proteção Ambiental (APA). As APAs foram criadas pela Lei Federal nº 6902 de 27 de abril de 1981, que as definiu como áreas, em geral, extensas, com um certo grau de ocupação humana, dotadas de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e que têm como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. Podem ser estabelecidas em área de domínio público e/ou privado, pela União, estados ou municípios, não sendo necessária a desapropriação das terras. No entanto, as atividades e usos desenvolvidos estão sujeitos a um disciplinamento específico. Podem ter, em seu interior, outras unidades de conservação, bem como ecossistemas urbanos, permitindo a experimentação de técnicas e atitudes que conciliem o uso da terra e o desenvolvimento regional com a manutenção dos processos ecológicos essenciais. Toda APA deve ter uma zona de conservação de vida silvestre (ZVS). Pertencem ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação, regulado pela Lei 9.985 de 18 de julho de 2000.

Com a entrada em vigor, em Belford Roxo, do Decreto Municipal nº: 2789, de 9 de fevereiro de 2010, foi criada a Área de Proteção Ambiental (APA) Maringá – Vale do Ipê, que abrange toda a região onde os resíduos retirados pelo INEA estão sendo descartados, além de outras 16 APAs (figura 1.5). Surgiu um conflito, já que o INEA necessita do local para manter o seu bota-fora, mas a área passou a ser uma APA.

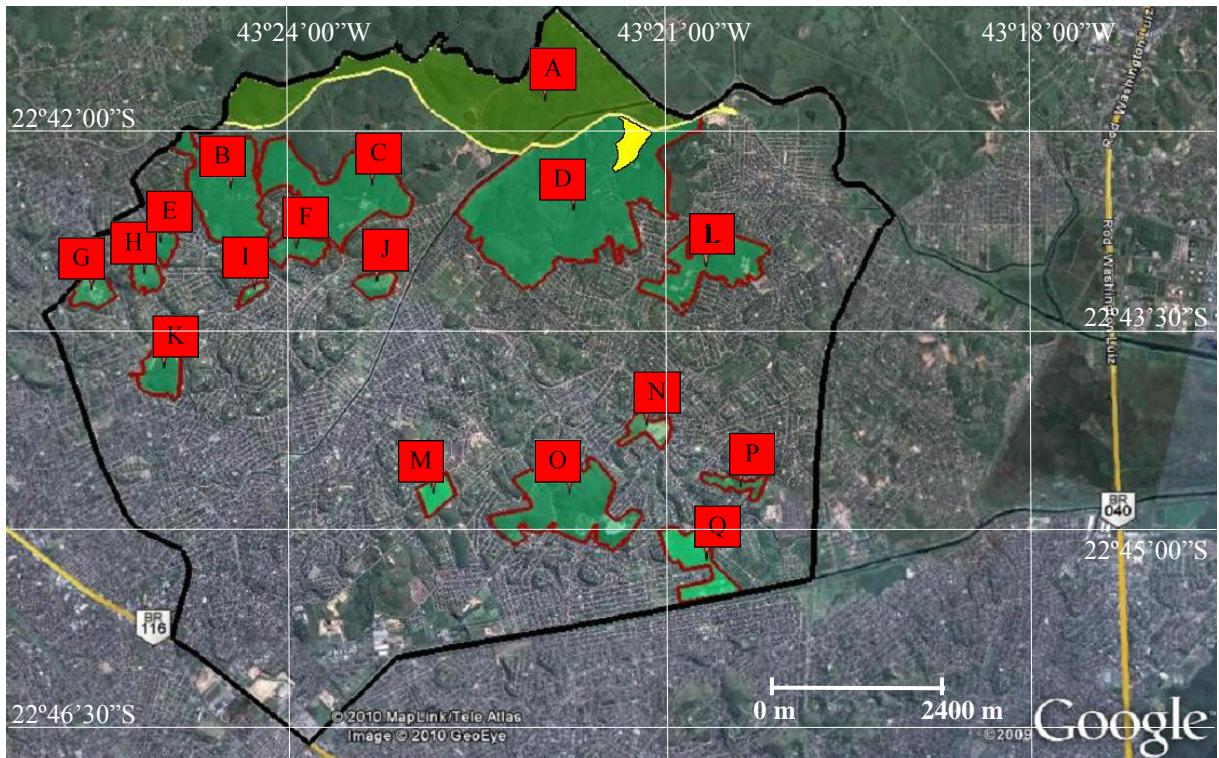


Figura 1.5 – Localização das APAs do Município de Belford Roxo criadas pelo Decreto municipal nº: 2789, de 9 de fevereiro de 2010, com quadrados de B a Q (a APA Maringá-Vale do Ipê é a que está marcada com o quadrado D) e da APA Maringá-Recantus, criada um ano antes, com o quadrado A (GOOGLE EARTH, 2010). A região amarela indica a área do bota-fora.

1.2 OBJETIVO

Resíduos sólidos dragados dos rios Iguçu, Botas e Sarapuú, que drenam o município de Belford Roxo, foram dispostos em superfície dentro dos limites que definem a APA Maringá – Vale do Ipê, pertencente a este município. A disposição de tais resíduos foi realizada sem a necessária avaliação prévia de suas condições físicas e químicas, além de sua toxicidade e do seu potencial contaminante para o solo, corpos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como para a biota local.

Nesta dissertação de mestrado procurou-se caracterizar os sedimentos dragados quanto aos seus aspectos físicos, químicos e ambientais, visando

contribuir para elucidar seu real potencial de contaminação.

As informações obtidas pelos ensaios realizados poderão ser instrumentos preciosos para a realização de futuras ações de recuperação ambiental da área e para o reaproveitamento destes resíduos.

1.3 JUSTIFICATIVA

A motivação para a realização deste trabalho deveu-se ao impasse que surgiu entre a Prefeitura Municipal de Belford Roxo (PMBR) e o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA). A partir do início de 2010, o local, que vinha recebendo o bota-fora removido de diversos rios por esse órgão, passou a fazer parte de uma APA. Com isso, a PMBR começou a pressionar o INEA a não mais descartar esses resíduos em uma de suas APAs. Como não havia outra área com dimensões suficientes para comportar tais materiais, nem que se situasse tão próxima aos corpos hídricos fluviais dragados, o INEA informou à PMBR que seria inviável a continuidade dos serviços de dragagem. Assim sendo, para não haver a interrupção dos serviços, que são fundamentais para que inundações não ocorram na região, surgiu a ideia de se caracterizar o bota-fora, dando uma dimensão à comunidade e aos órgãos públicos se os impactos causados por este ato seriam ou não graves.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Vários autores realizaram diversos ensaios em sedimentos da Baixada Fluminense. Sayão (1980) estudou uma área marginal ao Rio Sarapuí, Ortigão (1980) analisou um local próximo a esse mesmo rio, há cerca de 3,5km a jusante da divisa dos municípios de Belford Roxo e Duque de Caxias, Garcés (1995) investigou os sedimentos no terreno da subestação de Sarapuí e Spannenberg (2003) estudou uma área próxima à Refinaria Duque de Caxias (REDUC). Dentre os ensaios realizados estão os granulométricos, os limites de Atterberg, massa específica dos sólidos e índice de atividade de Skempton (IAs). A tabela 2.1 apresenta os resultados desses ensaios.

Tabela 2.1 – Valores dos ensaios obtidos, por diversos autores, para granulometria, limite de liquidez (LL), limite de plasticidade (LP), índice de plasticidade (IP), massa específica dos sólidos (ρ_s) e índice de atividade de Skempton (IAs) de sedimentos da Baixada Fluminense.

Autor	argila	silte	areia	LL	LP	IP	ρ_s (g/cm ³)	IAs
Sayão (1980)	85%		15%	98%	49%	49%	2,64	0,60
Ortigão (1980)	55%		45%	124%	53%	88%	não houve análise	1,55
Garcés (1995)	40%	16%	43%	93%	32%	31%	entre 2,52 e 2,62	0,88
Spannenberg (2003)	35%	34%	31%	114%	29%	71%	2,66	2,43

Os ensaios granulométricos são empregados para se determinar o percentual, em peso, que cada faixa especificada de tamanho de partículas (fração granulométrica) representa na massa total ensaiada. Os resultados obtidos possibilitam a construção de curvas de distribuição granulométrica, sendo realizada por peneiramento e sedimentação. A distribuição granulométrica é muito importante nos solos grossos (solos granulares), podendo revelar o comportamento referente às propriedades físicas do material (SOARES et al., 2006), assim como para os solos finos (compostos por silte e argila), cuja composição mineralógica é de fundamental importância, pois dela decorrem propriedades de deformidade, expansibilidade e resistência, que são analisadas a partir de parâmetros como: teor de umidade, índices de plasticidade, de consistência, de compressão e de atividade, teor de matéria orgânica, entre outros. O objetivo da distribuição e classificação granulométrica de um solo possibilita estimar o provável comportamento deste ou,

ao menos, orientar um programa de investigação necessário para permitir a adequada análise de um problema (PINTO, 2006).

A presença de sais nos solos e sedimentos permite a formação de grumos (torrões) de argilominerais, fazendo com que a sua granulometria apresente-se mais grosseira, ocasionando redução na quantidade dos grãos com dimensões argila e silte e um aumento no percentual de silte e areia, tendendo a afetar o comportamento físico do material. Isso ocorre pelo fato de a estrutura de minerais de argila em água salgada apresentar-se floculada e bastante aberta (PINTO, 2006).

Os limites de Atterberg – limites de liquidez (LL) e de plasticidade (LP) – são estudados com o intuito de se identificar o comportamento de um solo argiloso de acordo com o seu teor de umidade (PINTO, 2006).

A massa específica dos sólidos pode indicar a natureza do material. Solos com menor granulometria se originam de maneira diferente dos de maior granulometria, já que estes são gerados, principalmente, por desintegração mecânica e aqueles por decomposição química (ALMEIDA, 2005).

A influência da fração argila nas propriedades do solo é dada pelo índice de atividade (SKEMPTON, 1943).

O pH apresenta considerável influência na absorção de metais pesados, determinando o equilíbrio entre as formas iônicas hidrolisadas dos metais. A maior disponibilidade dos metais em pHs ácidos é causada pela possibilidade de predomínio de cargas positivas no perfil (SILVEIRA, 2002).

Os argilominerais tendem a adsorver Cd^{++} em condições de pH ácido (principalmente as hidroxilas das caulinitas) em relação aos outros minerais de argila (ALLOWAY, 1995 apud NASCENTES, 2006). Já Ni^{++} , Zn^{++} e, principalmente, Pb^{++} têm tendência a serem adsorvidos por óxidos de ferro (McKENZIE, 1980 apud NASCENTES 2006). O cádmio, o chumbo e o zinco, em pH ácido, são muito solúveis e apresentam-se com bastante mobilidade. O cobre se apresenta nas formas Cu^{++} , $\text{Cu}_2(\text{OH})_2$ e CuOH^+ na solução do solo com pH abaixo de 8, sendo que Cu^{++} é encontrado em maior proporção com pH inferior a 7,3 (LINDSAY, 1972 apud CAMARGO, 2006). O cromo é solúvel em pH ácido ($\text{Cr}(\text{OH})^{++}$), sendo, quando na forma trivalente, fortemente adsorvido (ALAMINO, 2009).

O pH dos sedimentos da Baixada Fluminense analisados por Spannenberg (2003) apresentou valor médio de 6,8.

A Resolução CONAMA 344 (2004) estabelece valor de alerta (valor acima do

qual há a possibilidade de haver prejuízos ao ambiente na área de disposição) para o teor de carbono orgânico total (COT) de 10%. Para a obtenção do teor de matéria orgânica basta multiplicar o COT por 1,724 (EMBRAPA, 1997). Antunes (1978) encontrou, para argilas da Baixada Fluminense, teores de matéria orgânica entre 4% e 6%. Spannenberg (2003) obteve valores médios de 6,6% e Garcés (1995) valores médios de 8,8%.

A presença de enxofre reduz o pH do solo, que tende a aumentar conforme há decréscimo de sulfatos (CATANI et al., 1971 apud FRANDALOSO, 2006).

Para uma melhor compreensão das características físicas e dos comportamentos químico e mecânico dos sedimentos dispostos na APA, é fundamental a identificação da sua composição mineralógica. A mineralogia desses sedimentos fluviais está relacionada com os processos intempéricos ocorridos nas rochas da bacia hidrográfica na qual se encontram como também em função do clima local e do relevo, que podem exercer influência marcante nas composições químicas e mineralógicas das frações granulométricas do solo.

A mineralogia do solo está associada ao seu modo de formação e de ocorrência. Sob condições tropicais e presença de grande quantidade de água, as reações pedo-geoquímicas acontecem de forma mais rápida que em outras condições climáticas. As velocidades de reação variam entre os minerais; o feldspato, pode se decompor completamente, já o quartzo sofre alteração química, apenas, sob condições específicas.

Os argilominerais são importantes integrantes dos sedimentos, ocorrendo, principalmente, na fração argila, compostos por alumino-silicatos hidratados formados, basicamente, pela superposição de lâminas (camadas) de tetraedros de silício (constituídos pela associação de um átomo de silício e quatro átomos de oxigênio) e de octaedros de alumínio (formados pela associação de um átomo de alumínio e seis oxigênios ou hidroxilas). Segundo Deer et al. (1992), a sequência de lâminas, a existência de elementos ou compostos entre elas e as substituições isomórficas (substituição do Si ou Al por outro cátion) nelas ocorridas, determinará os diferentes argilominerais existentes. Quimicamente, todos os argilominerais são hidratados, possuindo comportamentos diferenciados na presença de soluções percolantes e de temperaturas elevadas. Suas partículas podem ser cristalinas ou amorfas, fibrosas ou em placas.

Fonseca (1999) observa que a habilidade de adsorver cátions, ou capacidade

de troca catiônica (CTC), varia amplamente de acordo com o tamanho e a natureza das partículas dos solos. Porém, a adsorção em escala relevante se restringe às frações argila. Argilominerais e colóides de hidróxido de ferro e manganês, bem como a matéria orgânica, são materiais responsáveis pela adsorção de cátions. Os argilominerais adsorvem cátions devido às cargas elétricas em desequilíbrio tanto na superfície de suas camadas, como dentro dos cristais. A resistência de aprisionamento varia com espécies de íons diferentes, concentração na solução, outros íons presentes, pH e temperatura.

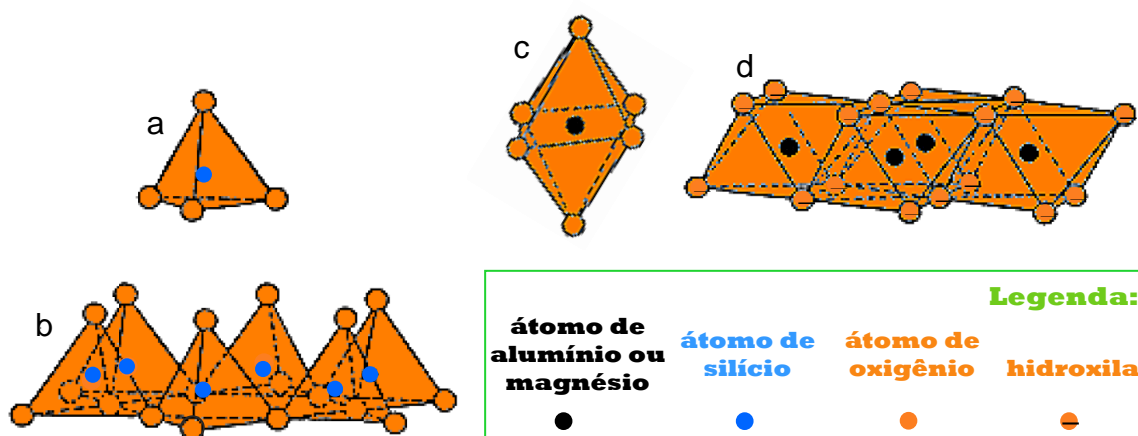


Figura 2.1 – Estrutura cristalina dos argilominerais. Tetraedro de silício/oxigênio (a) formando as lâminas tetraédricas (b) e octaedro de alumínio/oxigênio (c) formando as lâminas octaédricas (d) (POLIVANOV, 1999).

Com base no número e no arranjo das lâminas tetraédricas (silício) e octaédricas (alumínio ou magnésio) contidas nas unidades cristalográficas, os argilominerais são divididos em dois diferentes grupos: argilominerais do tipo 1:1 e argilominerais do tipo 2:1. Os primeiros são formados pela superposição contínua de uma lâmina tetraedral (figura 2.1b) para cada lâmina octaedral (figura 2.1d). Já os argilominerais 2:1 são formados pela superposição contínua de duas lâminas tetraedrais para cada lâmina octaedral.

A caulinita é um argilomineral 1:1, não expansivo (devido à presença de ligações fortes entre as lâminas, com ligações por pontes de hidrogênio entre o oxigênio da lâmina tetraédrica e a hidroxila da lâmina octaédrica), com pouca ou nenhuma substituição isomórfica, que possui distância interplanar basal (espaçamento interplanar) de 7 Å (figura B), cargas negativas na superfície externa da lâmina tetraedral e cargas negativas e positivas nas laterais do mineral. Sua área superficial específica está em torno de 10 m²/g, com composição química Al₂Si₂O₅(OH)₄ e baixa CTC, variando de 3 a 15 cmolc/kg. É o principal argilomineral

encontrado na matéria mineral dos solos ácidos das regiões tropicais e subtropicais úmidos, muito pobres em cátions, refletindo condições de lixiviação intensa, onde a precipitação é maior que a evaporação (SANTOS, 1989).

Os argilominerais 2:1 podem ser não expansivos (possuem espaço basal fixo), como a illita, ou expansivos (o espaço basal aumenta se forem hidratados), como a esmectita (SANTOS, 1989). As illitas podem ser provenientes da alteração parcial das micas (há a saída de parte do potássio da estrutura), possuindo composição química $KAl_2(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$, distância interplanar basal de 10 Å e presença de íons K^+ entre as camadas tetraedrais (figura 2.3), que proporcionam a ligação entre as lâminas. Apresentam CTC variando de 10 a 40 cmolc/kg e área superficial específica ao redor de 80 m²/g (SANTOS, 1989). As esmectitas têm espaço basal variando de 10 a 20 Å, devido a variações na natureza dos cátions trocáveis que neutralizam a estrutura cristalina e a fatores estruturais e composicionais como variações na população das posições octaédricas. Possuem composição $(Al, Mg)_{2-3}Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$, CTC considerada alta, entre 80 e 150 cmolc/kg, e área superficial específica variando de 600 e 800 m²/g. Apresentam substituição isomórfica parcial nas lâminas octaédricas, ou seja, em alguns octaedros o Al é substituído por outro cátion com raio iônico semelhante, sendo capazes de incluir cátions hidratados, água e líquidos polares distintos em sua região interlamelar (figura 2.2), o que faz aumentar o seu espaço reticular, expandindo-se na presença de soluções. Sendo assim, é um argilomineral muito expansivo e, portanto, instável em presença de soluções, com alta capacidade catiônica (SANTOS, 1989).

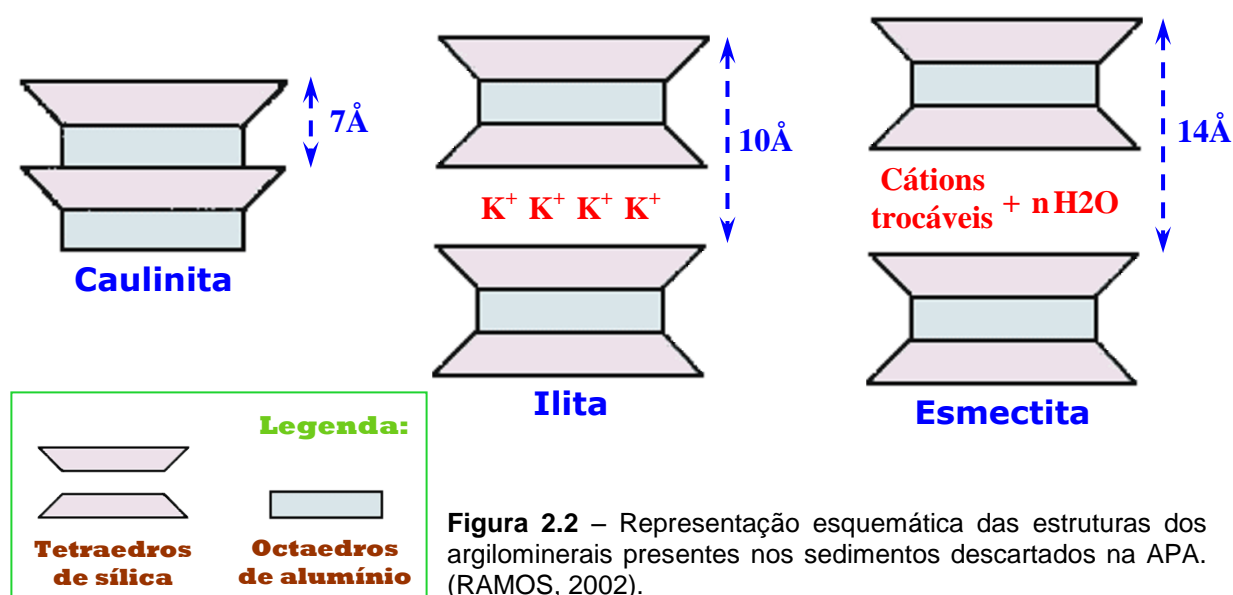


Figura 2.2 – Representação esquemática das estruturas dos argilominerais presentes nos sedimentos descartados na APA. (RAMOS, 2002).

Para Lepsch (1982), a propriedade coloidal mais importante da argila é a afinidade com soluções e com os elementos químicos nelas dissolvidos. O tamanho reduzido de suas partículas proporciona uma maior superfície específica, o que lhe confere maior adsorção de íons nas reações do solo. Esse fato explica a distinção entre os comportamentos físico-químicos das areias e das argilas.

Segundo Mitchell (1976), o tamanho, a forma e as características superficiais das partículas dos argilominerais são determinantes na plasticidade, expansibilidade e resistência dos solos. Bryan (1971) observou que os argilominerais exercem considerável força de coesão, cimentando os agregados e controlando, portanto, a erodibilidade dos solos. A alternância de umidade e ressecamento causa a dilatação e a contração da massa do solo, provocando rachaduras e individualizando os torrões.

O tipo de argilomineral é um dos principais fatores de influência quanto a uma maior ou menor suscetibilidade à erosão, deformação e escorregamentos de determinados solos. A variação de argilominerais provoca diferenças de comportamento. A caulinita, comum em solos tropicais ferri-sialíticos, ferruginosos e ferralíticos, caracteriza-se pelo baixo coeficiente de atrito entre suas partículas, bem como por apresentar partículas maiores e menos ativas que argilominerais do grupo das esmectitas. Dessa forma, um solo caulínico tem, geralmente, maior resistência ao cisalhamento, e menor compressibilidade, que outro de mesma fração argila, mas com predomínio de esmectitas (MARTINEZ, 2003). De acordo com Morgan (1986), a illita e principalmente a esmectita apresentam maior capacidade de se expandirem e se contraírem, conferindo dessa forma, uma menor estabilidade, em comparação com a caulinita.

Antunes (1978) identificou, por meio de ensaios de difração de raios-x e análise térmica diferencial, que os depósitos argilosos moles da Baixada Fluminense apresentam caulinita, illita e montmorilonita, com predomínio do primeiro. Resultados parecidos encontrou Spannenberg (2003), utilizando a difração de raios-x, através da presença de caulinita, esmectita e illita.

O termo toxicidade é definido por Goldstein (1988) como sendo a característica que uma substância química ou biológica tem de provocar efeitos nocivos à saúde de organismos vivos. Tais efeitos podem ser

observados desde alterações comportamentais, de crescimento e de reprodução até a morte (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011). As causas desses efeitos são determinadas levando-se em consideração o tempo de exposição e a concentração de tal substância (ZAGATTO; BERTOLETTI; GOLDSTEIN, 1988).

A ecotoxicologia é uma ciência que estuda os efeitos adversos que os organismos vivos sofrem pela ação de xenobiontes (AZEVEDO; CHASIN, 2004). O termo toxicologia ambiental é comumente empregado quando trata, apenas, dos efeitos tóxicos causados nos seres humanos (CESAR, 2009). A avaliação da toxicidade sob o ponto de vista da ecotoxicologia consiste no prognóstico e na estimativa de potenciais efeitos tóxicos à saúde dos ecossistemas aquático e terrestre. A tabela 2.2 apresenta as diferenças entre a ecotoxicologia e a toxicologia clássica.

Tabela 2.2 – Diferenças entre a Ecotoxicologia e a Toxicologia Clássica. (Rand *et al.*, 1995 *apud* AZEVEDO; CHASIN, 2004).

Ecotoxicologia	Toxicologia Clássica
<u>Objetivo:</u> proteger populações e comunidades de diferentes espécies da ação de substâncias tóxicas em concentrações que podem estar associadas a efeitos adversos.	<u>Objetivo:</u> proteger os seres humanos da ação de substâncias tóxicas em concentrações que estão ou podem estar associadas a efeitos adversos.
Pode utilizar as próprias espécies em questão (embora possa haver muitas incertezas sobre a propriedade das mesmas como sendo o melhor indicador de efeito ou de suscetibilidade).	Utiliza animais de experimentação como modelos.
Impossível conhecer e testar todas as espécies a serem protegidas; grau de extrapolação incerto.	A espécie-alvo é conhecida (homem); maior precisão na extrapolação de dados.
Os organismos de teste vivem em ambientes variáveis e, na maioria, são peilotérmicos (a exceção de pássaros e mamíferos), o que diminui a predição da toxicidade.	Os organismos de teste são homeotérmicos, o que permite melhor predição da toxicidade.
A exposição se dá pelas concentrações da substância no meio e a dose absorvida só é determinada por meio de experimentos de bioacumulação e metabolismo.	A dose da substância administrada pode ser medida com precisão e também podem ser estabelecidas as vias de exposição.
A ênfase se dá na medição do efeito tóxico, com vistas ao estabelecimento de dados de concentrações-limite para cumprir exigências obrigatórias.	Há dados disponíveis sobre pesquisa básica na elucidação dos mecanismos de ação tóxica.
Os testes utilizados são relativamente novos, sendo muitos deles padronizados. Entretanto, sua utilidade em prever os impactos ambientais e de proteção aos ecossistemas é, freqüentemente, incerta.	Os métodos dos testes de avaliação de toxicidade são bem estabelecidos no que tange a certezas e limites.

Há uma relação bem estreita entre a ecotoxicologia e a geologia médica, visto que esta estuda a influência dos fatores geológicos na saúde da flora e da fauna terrestre, se correlacionando com a ecotoxicologia, sobretudo no que diz respeito ao

prognóstico e ao estudo dos efeitos tóxicos de elementos e/ou substâncias químicas presentes naturalmente na crosta terrestre ou decorrentes da exposição por poluentes (CESAR, 2009).

Os testes de ecotoxicologia são utilizados para avaliar, sistematicamente, os efeitos tóxicos de substâncias e/ou elementos químicos presentes em materiais geológicos (rochas, solos ou sedimentos) como metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo, que poderão afetar ecossistemas aquáticos e terrestres, através do uso de bioindicadores (biomonitoramentos e/ou bioensaios), os quais poderão vir a sofrer efeitos subletais (mudanças morfológicas, comportamentais, fisiológicas, citogenéticas e de fertilidade) ou letais (SVENDSEN; WEEKS, 1996).

Esses testes têm o intuito de facilitar a compreensão das inter-relações entre as concentrações, efeitos tóxicos e possíveis alterações que um contaminante possa vir a influenciar na qualidade ambiental dos ecossistemas. Vários são os organismos utilizados, como algas, vertebrados e invertebrados aquáticos e terrestres. O bioindicador escolhido dependerá do ambiente a ser estudado.

A legislação brasileira, por intermédio da Resolução CONAMA 357 de 2005, indica a necessidade de se avaliar a qualidade ambiental das águas fluviais, através da utilização de organismos-teste, como, por exemplo, alguns micro-crustáceos.

Os Oligoquetas (minhocas) vêm sendo amplamente utilizados para avaliar a biodisponibilidade de substâncias tóxicas, tanto em solos quanto em sedimentos (NEUHAUSER et al., 1985; LIU et al., 2005; BURTON et al., 2006), pelo fato de apresentarem diversas conveniências, como:

- desempenharem papel fundamental na macro-pedofauna, devido a sua existência abundante em solos tropicais e temperados (NAHMANI et al., 2007);
- serem de fácil cultivo e reprodução em laboratório;
- representarem um importante elo na cadeia trófica terrestre servindo de alimento para diversas espécies de animais, que poderão ser contaminados por eles, visto que estes animais, além de se exporem devido ao contato direto de sua cutis com os agentes poluidores, ingerem grande quantidade de solo, possuindo considerável potencial de acúmulo de metais pesados (LIU et al., 2005) em seu tecido de preenchimento (celoma).

A presença, abundância e análise comportamental e histológica desses animais pode indicar o nível de contaminação presente no solo.

Da mesma forma, a Resolução CONAMA 344 de 2004, que se baseia na

legislação canadense que trata de sedimentos portuários dragados, de clima temperado, Canadian Council (2001), estabelece valores orientadores para a qualidade ambiental dos sedimentos de dragagem (tabela 2.3), estipulando suas concentrações-limite de contaminantes, com base em testes de ecotoxicidade, utilizando organismos bentônicos de água doce e salgada. Porém, para solos, não há legislação no Brasil que determine a realização de testes ecotoxicológicos, apesar de já serem utilizados, amplamente, nos Estados Unidos e na Europa.

Se a quantidade do elemento estiver abaixo do nível de classificação 1 (limiar abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos tóxicos à biota) estabelecido pela Resolução CONAMA 344 (2004), significa que está conforme, ou seja, que não há qualquer risco para a biota. Caso os valores estejam entre os níveis 1 e 2, esse risco existe, apesar de ser considerado baixo. Porém, se os valores do elemento ultrapassarem o nível de classificação 2 (limiar acima do qual se prevê prováveis efeitos tóxicos à biota), o risco de contaminação da biota é muito alto. Com os valores acima do estipulado, o sedimento não deve ser disposto no continente.

Tabela 2.3 – Valores de classificação para os metais pesados dragados (CONAMA 344, 2004).

Poluentes		Níveis de Classificação do Material a ser Dragado (em unidade do material seco)			
		Água Doce		Água Salina/Salobra	
		Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2
Metais Pesados e Arsênio (mg/kg)	Arsênio (As)	5,9 *	17 *	8,2 #	70 #
	Cádmio (Cd)	0,6 *	3,5 *	1,2 #	9,6 #
	Chumbo (Pb)	35 *	91,3 *	46,7 #	218 #
	Cobre (Cu)	35,7 *	197 *	34 #	270 #
	Cromo (Cr)	37,3 *	90 *	81 #	370 #
	Mercúrio (Hg)	0,17 *	0,486 *	0,15 #	0,71 #
	Níquel (Ni)	18 □	35,9 □	20,9 #	51,6 #
	Zinco (Zn)	123 *	315 *	150 #	410 #

* ENVIRONMENTAL CANADA. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Environmental Quality Guidelines - Summary Tables. , atualizado em 2002.

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L. & Calder F.D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19 (1): 81-97.

□ FDEP (1994). Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Vol. I. Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines. Prepared for Florida Department of Environmental Protection - FDEP, Office of Water Policy, Tallahassee, FL, by MacDonald Environmental Sciences Ltd., Ladysmith, British Columbia. 1994.

No caso dos sedimentos dispostos na APA Maringá – Vale do Ipê foram

considerados os valores para água doce, já que o sistema fluvial em questão sofre pouca influência da água do mar (apenas nos períodos da preamar e nas cotas inferiores a 2,0 metros).

A Resolução CONAMA 420 (2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, segue a resolução 195 da CETESB (2005) utilizada no estado de São Paulo, exceto no valor de referência, visto que este deve ser estabelecido por cada estado brasileiro. Como o estado do Rio de Janeiro não definiu o seu *background* (valor padrão), foram considerados os valores de São Paulo (CETESB, 2005) para se comparar com o teor dos metais pesados dos sedimentos dragados.

Tabela 2.4 – Valores orientadores recomendados pela legislação brasileira para a qualidade de solos.

Metais	Referência de Qualidade (CETESB, 2005) mg/kg	(CONAMA 420, 2009)			
		Prevenção mg/kg	Investigação Agrícola mg/kg	Investigação Residencial mg/kg	Investigação Industrial mg/kg
Cádmio (Cd)	< 0,5	1,3	3	8	20
Chumbo (Pb)	17	72	180	300	900
Cobre (Cu)	35	60	200	400	600
Cromo (Cr)	40	75	150	300	400
Mercúrio (Hg)	0,05	0,5	12	36	70
Níquel (Ni)	13	30	70	100	130
Zinco (Zn)	60	300	450	1000	2000

A tabela 2.4 apresenta os valores orientadores para solos, em mg/kg de peso seco. O **valor de referência de qualidade** está associado à concentração de certa substância no solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos não contaminados do Estado de São Paulo. Deve ser empregado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e de controle de áreas contaminadas (CETESB, 2005). O **valor de prevenção** é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas, sendo

determinado com base em ensaios com receptores ecológicos, a fim de disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes proceder o monitoramento dos impactos decorrentes, assim sendo, esse valor se baseia no risco ecológico (à saúde da biota) (CETESB, 2005). O **valor de intervenção** (valor de investigação, segundo CONAMA 420, 2009) é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola, Residencial e Industrial. A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco (CETESB, 2005).

Um índice utilizado para indicar a concentração de um determinado elemento no sedimento e para estabelecer o grau de afinidade de um poluente a organismos vivos (Rand et al., 1995) é o fator de bioconcentração (FBC), que é obtido através da razão entre a concentração total de um elemento em um organismo pelo teor total do elemento presente no sedimento.

Quando o $FBC \geq 1$, significa que houve a bioacumulação (LIU et al., 2005) de determinado elemento pelo organismo, que, após absorvê-lo, incorpora e metaboliza parte dele. O balanço de massa fica positivo, já que o ser não elimina tudo aquilo que incorporou. Quando o $FBC < 1$ tudo o que o organismo incorpora ele excreta, não retendo nenhuma parcela do elemento ingerido, ou seja, eles absorvem os contaminantes, mas não o acumulam.

Dois índices de poluição descritos na literatura, o fator de contaminação (FC) e o índice de geoacumulação (IGEO), podem ser expressos através de ferramentas exploratórias dos dados.

O FC equivale à razão entre a concentração do elemento metálico na amostra de sedimento analisada e o nível basal estimado para a área (FÖRSTNER, 1989), no caso, o teor do elemento em um solo artificial puro preparado com 70% de areia quartzosa, 20% de caulim e 10% de fibra (casca) de coco (GARCIA, 2004).

O IGEO, proposto por Müller em 1979, é calculado pelo logaritmo na base 2 da concentração de determinado elemento na fração fina da amostra dividida pelo

produto entre o *background* geoquímico do elemento para argilas na crosta terrestre (folhelho médio padrão) e o fator de correção para possíveis variações do *background* causado por diferenças litológicas (1,5).

Segundo Förstner (1989), o IGEO é uma medida quantitativa da poluição causada por metais nos sedimentos aquáticos, podendo ser empregado para avaliar a intensidade da contaminação dos sedimentos e possibilitar comparações com resultados de outros estudos. Inicialmente, estabelece a relação entre os teores de metais encontrados na região analisada e um valor de referência equivalente à média mundial para metais associados a argilas (MALM, 1986). O valor obtido permite classificar os níveis de enriquecimento dos metais em sete classes, com intensidades progressivas de contaminação, que variam de 0 a 6 (tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Índice de Geoacumulação (IGEO) Fonte: Müller (1979 apud GUERRA, 2000).

Intensidade da Poluição	Acumulação no Sedimento (IGEO)	Classe IGEO
Muito fortemente poluído	> 5	6
Forte a muito fortemente poluído	> 4 até 5	5
Fortemente poluído	> 3 até 4	4
Moderado a fortemente poluído	> 2 até 3	3
Moderadamente poluído	> 1 até 2	2
Pouco a moderadamente poluído	> 0 até 1	1
Praticamente não-poluído	≤ 0	0

A utilização dos valores de *background* de folhelhos decorre do fato destas rochas corresponderem às mais abundantes litologias de origem sedimentar presentes na Terra (MARINS et al., 2005), além de apresentarem granulometria fina e elevado teor de matéria orgânica, sendo semelhantes, nestas características, aos sedimentos analisados. Além disso, os teores de metais determinados nestas rochas remetem de maneira bastante efetiva às concentrações usualmente encontradas em ambientes fluviais não degradados (MARINS et al., 2005).

A avaliação da magnitude da contaminação dos sedimentos foi verificada através da comparação dos resultados obtidos com os valores orientadores estipulados pelo CETESB (2005), do cálculo do fator de contaminação e do cálculo dos índices de geoacumulação (MÜLLER, 1979 apud GUERRA, 2000). Como os valores propostos pela CETESB (2005) foram obtidos apenas de amostras coletadas no Estado de São Paulo, esses dados apresentam algumas restrições ao serem

comparados com outras regiões geográficas do país, devido a diferenciações espaciais inerentes à geologia e pedologia de cada estado brasileiro (CESAR, 2009).

Com a disposição dos resíduos extraídos de rios, há incremento de objetos e substâncias de todos os tipos nas áreas em que são descartados, inclusive metais pesados, que podem sofrer lixiviação e posterior absorção pela biota.

É importante salientar que a presença desses metais em sedimentos dragados pode ter diversas origens. A tabela 2.6, além de indicar essas origens, apresenta os principais efeitos que os metais pesados podem vir a causar nos seres humanos (SILVA et al., 2001).

Tabela 2.6 – Fontes de contaminação mais comuns e efeitos sobre a saúde dos principais metais encontrados em sedimentos (SILVA et al., 2001 modificado).

METAL	Fonte de Contaminação	Efeitos sobre a saúde
Cádmio (Cd)	Materiais odontológicos, indústrias de aço, efluentes gasosos industriais, fertilizantes, pesticidas, materiais cerâmicos, processos de galvanoplastia, tintas, baterias	Cancerígeno, provoca elevação da pressão sanguínea, aumento do coração e da próstata. Anemia, osteoporose, enfisema pulmonar, perda do olfato
Chumbo (Pb)	Baterias de automóveis, tintas, combustíveis, alimentos enlatados, pesticidas, tintura para cabelos, papel de jornal, fertilizantes, cosméticos, poluição do ar	Irritabilidade e agressividade, indisposição, dores de cabeça, convulsões, fadiga, dores abdominais, sangramento gengival, fraqueza, náuseas, osteoporose, anemias, etc.
Cobre (Cu)	Canalizações de água quente, fábrica de fios elétricos, radiadores de automóveis e tratamentos de superfícies metálicas	Tosse, dor de cabeça e dor de garganta. Altas doses causam náusea, vômito e diarreia, prejudicam rins e pulmões
Cromo (Cr)	Curtição de couros, galvanoplastias	Dermatites, úlceras cutâneas, inflamação nasal, câncer de pulmão e perfuração do septo nasal
Mercúrio (Hg)	Termômetros, pesticidas e agrotóxicos, amálgama dentário, água, mineração, garimpos, ceras, tintas, pescado contaminado, lâmpadas fluorescentes, galvanoplastias	Depressão, fadiga, tremores, síndrome do pânico, descontrole motor, dificuldade da fala, perda de memória, estomatite, paralisia das extremidades, alucinações
Níquel (Ni)	Utensílios de cozinha, baterias, cosméticos, óleos hidrogenados, soldas	Cancerígeno, pode causar dermatite de contato, gengivites, estomatites, etc.
Vanádio (V)	Combustão de óleos residuais, carvão, petróleo bruto, indústrias de ligas de aço	Danos renais irreversíveis, rinite, faringite, bronquite, tosse crônica, respiração ofegante, falta de ar, fadiga, fraqueza generalizada, dor de cabeça, sudorese.
Zinco (Zn)	Metalurgia, indústrias recicladoras de chumbo	Paladar adocicado e secura na garganta, tosse, fraqueza, dor generalizada, arrepios, febre, náusea, vômitos

A realização de ensaios de lixiviação serve para avaliar a potencialidade que determinados elementos têm de percolarem através do solo, podendo vir a contaminar todo o perfil do solo e o lençol freático.

A Resolução CONAMA 420 de 2009 estabelece valores orientadores para a qualidade da água subterrânea quanto à presença de metais pesados, entre outras

substâncias (tabela 2.7).

Tabela 2.7 – Valores orientadores para qualidade da água subterrânea, segundo Resolução CONAMA 420 (2009).

Metal	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)	Cobre (Cu)	Cromo (Cr)	Mercúrio (Hg)	Níquel (Ni)	Vanádio (V)	Zinco (Zn)
Água Subterrânea (mg/l)	0,005 ¹	0,010 ¹	2,000 ¹	0,050 ¹	0,001 ¹	0,020	---- ²	1,050 ³

¹padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (tabela 3);

²não definido

³valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta resolução. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 518/2008 do Ministério da Saúde (tabela 5) e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no anexo I da Resolução CONAMA nº 396/2008.

A classificação dos resíduos sólidos quanto à sua periculosidade ou não seguiu a norma NBR 10004 (2004). Um resíduo pode ser perigoso (Classe I) se ele for inflamável, corrosivo, reativo, tóxico ou patogênico; ou não-perigoso, podendo, neste caso, ser não-inerte ou inerte (Classes II a e II b, respectivamente).

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A região onde foi despejado o bota-fora se situa no município de Belford Roxo, que é um dos 92 municípios do estado do Rio de Janeiro (figura 3.1), localizado na Baixada Fluminense a 19,5km do centro da cidade do Rio de Janeiro (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELFORD ROXO, 2010). Sua área é de 79,791km² e sua população de 455.598 habitantes (IBGE, 2010).

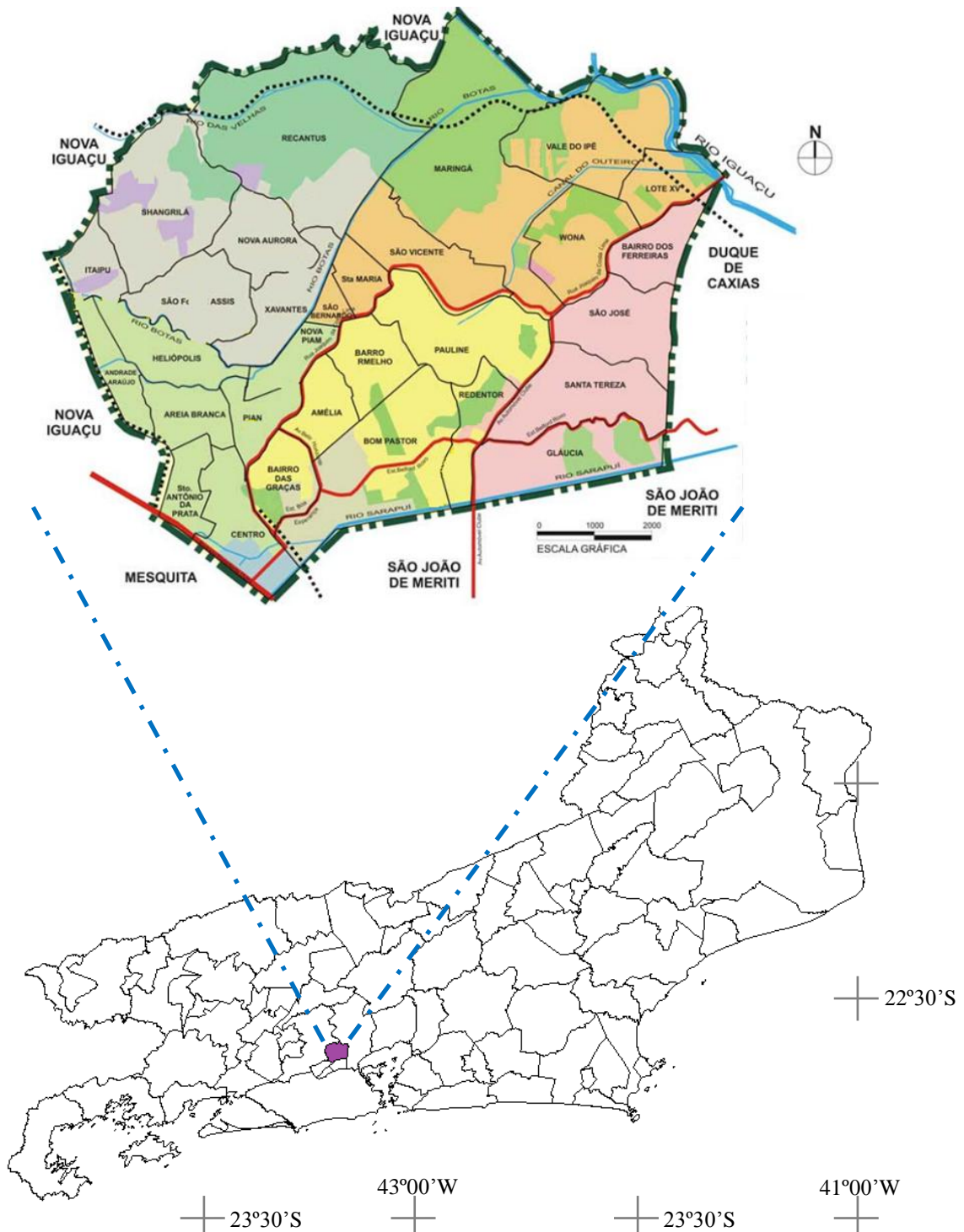


Figura 3.1 – Localização do Município de Belford Roxo, e seus bairros, no Estado do Rio de Janeiro.

O clima da região é tropical quente e úmido, com chuvas abundantes no verão e invernos secos, influenciado pela proximidade com o mar, topografia, latitude e natureza da cobertura vegetal, sendo classificado, por Köppen (1948), como Aw. Chove, em torno de, 1350mm por ano (figura 3.2), ocorrendo chuvas orográficas (maior quantidade do Estado do Rio de Janeiro), inclusive no inverno. Sua temperatura média anual é de 24°C. Esse valor pode ultrapassar 26°C devido a algumas ilhas de calor que ocorrem graças à intensa urbanização da região (SEA, 2011).

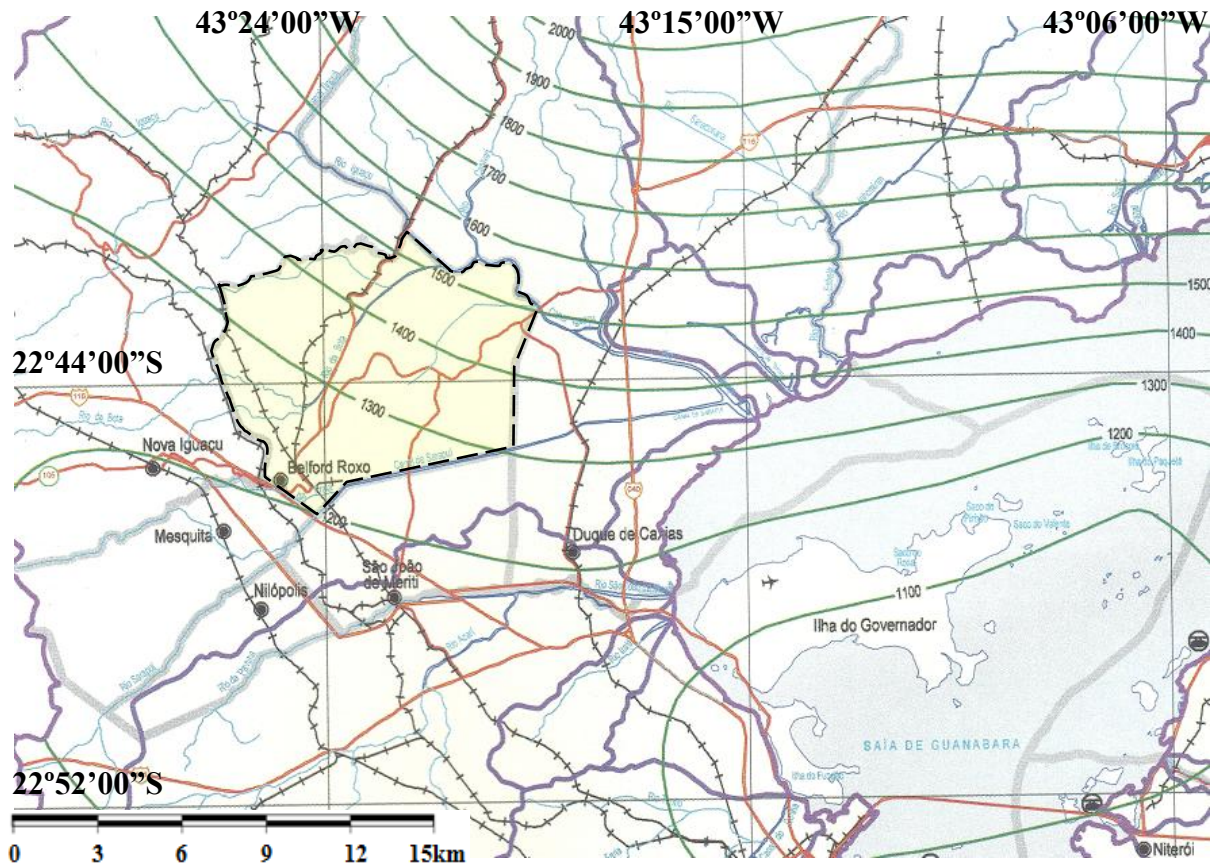


Figura 3.2 – Isoietas anuais de 1968 a 1995 (CONSÓRCIO ECOLOGUS – AGRAR, 2005).

A geologia do Município de Belford Roxo é representada por rochas proterozóicas como ortognaisses bandados e migmatitos variegados (Complexo Rio Negro) no sudoeste e oeste do município e plutonitos de composição granítica e granodiorítica (Unidade Serra dos Órgãos) no restante de sua área, conforme pode ser observada na figura 3.3. Estruturas como diques e falhas estão orientadas, predominantemente, com direção NE-SW (DRM, 1996).

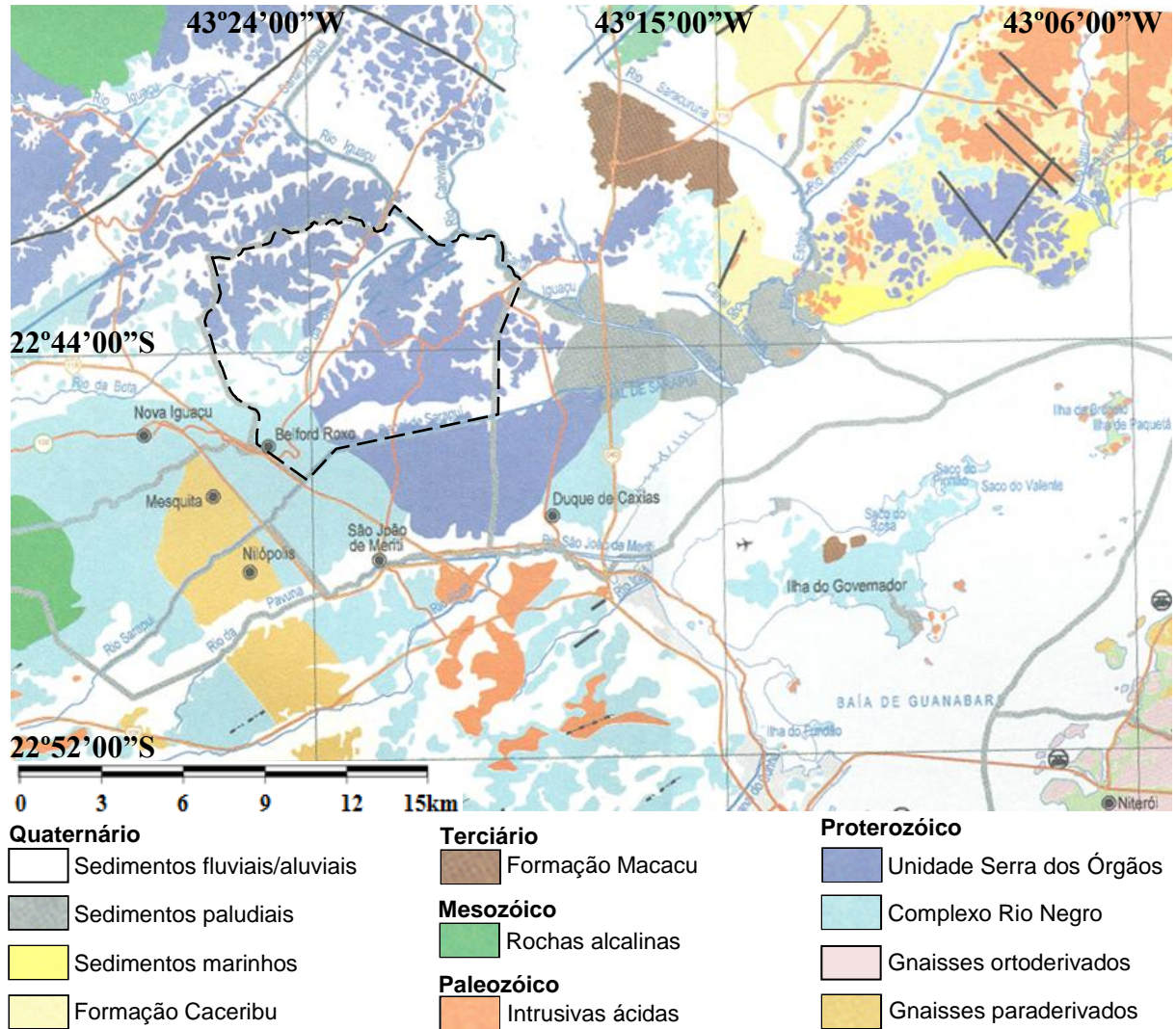


Figura 3.3 – Mapa geológico de Belford Roxo (CONSÓRCIO ECOLOGUS – AGRAR, 2005).

A Baixada Fluminense, em relação à Serra do Mar, sofreu rebaixamento no Paleoceno com a implantação do gráben da Guanabara (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998), vindo, desde então, passando por diversos episódios de transgressões e regressões marinhas. O relevo local apresenta altitudes inferiores a 130 metros, representados por colinas formadas por solos residuais e alinhadas na direção NE-SW (figura 1.3), assim como a maior parte das feições estruturais (falhas e diques), e planícies constituídas por sedimentos quaternários, como depósitos de planície de inundação, canais fluviais, leques aluviais e talus, onde são encontrados lamas, turfas, areias, cascalhos e conglomerados, com cotas em torno de 10 metros (CONSÓRCIO ECOLOGUS-AGRAR, 2005). A figura 3.4 apresenta as feições geomorfológicas de Belford Roxo e adjacências.

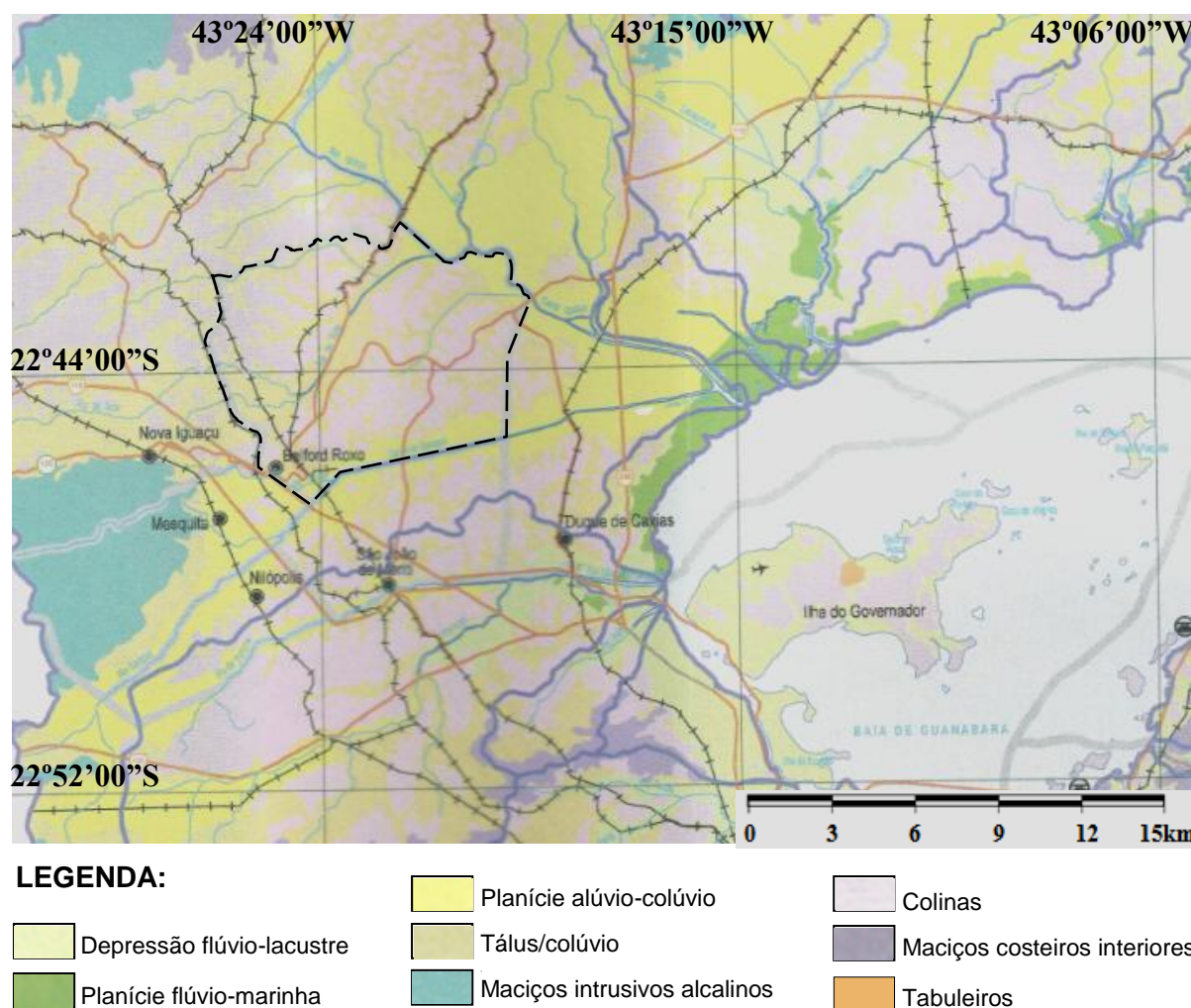


Figura 3.4 – Mapa geomorfológico de Belford Roxo (CONSÓRCIO ECOLOGUS – AGRAR, 2005).

O intemperismo químico provocado pelo clima quente e úmido muito pronunciado origina um manto de intemperismo que, em alguns locais, atinge dezenas de metros de espessura, originando diversos tipos de solos. As classes de solos encontradas em Belford Roxo são: latossolo de cor vermelho-amarelo distrófico típico predominantemente argiloso, que domina a região setentrional do município; o gleissolo tiomórfico argiloso localizado próximo aos rios Iguaçu e Sarapuí e o planossolo hidromórfico distrófico típico areno-argiloso associado a gleissolo háplico distrófico típico com textura principalmente argilosa encontrados no extremo sul do município próximos ao Rio Sarapuí, conforme figura 3.5 (CONSÓRCIO ECOLOGUS-AGRAR, 2005).

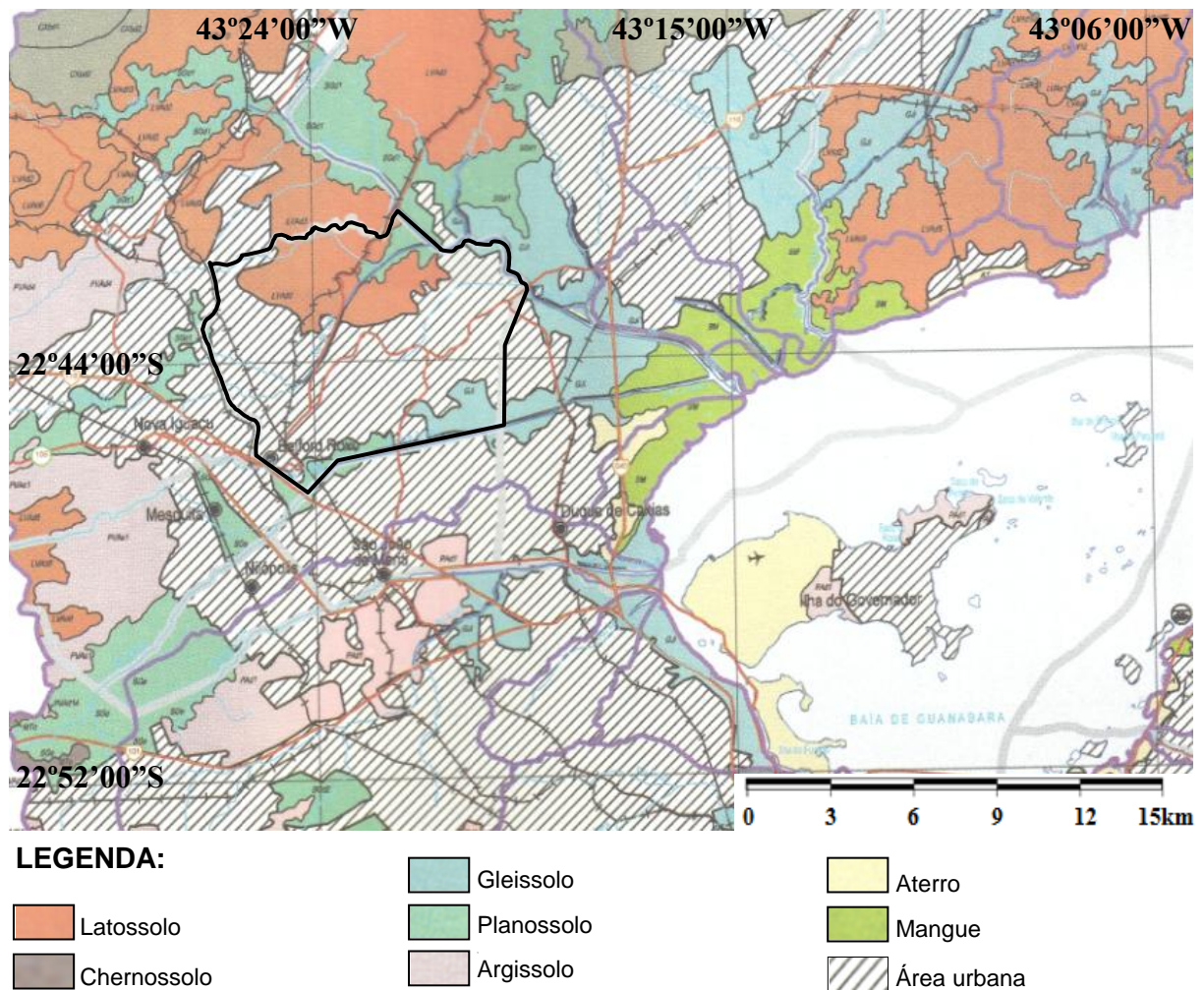


Figura 3.5 – Mapa pedológico de Belford Roxo (CONSÓRCIO ECOLOGUS – AGRAR, 2005).

Belford Roxo se encontra integralmente na Bacia do Rio Iguaçu (figura 3.6), que drena uma área de 699,40 km² e pertence à região hidrográfica da Baía de Guanabara (RH 5). Este rio apresenta como principais afluentes da margem direita, que nascem no Maciço Gericinó-Mendanha e no Maciço da Pedra Branca, os rios Botas e Sarapuí e da margem esquerda, que têm suas cabeceiras na Serra do Mar e no Maciço de Tinguá, os rios Capivari e Tinguá (CONSÓRCIO ECOLOGUS-AGRAR, 2005).

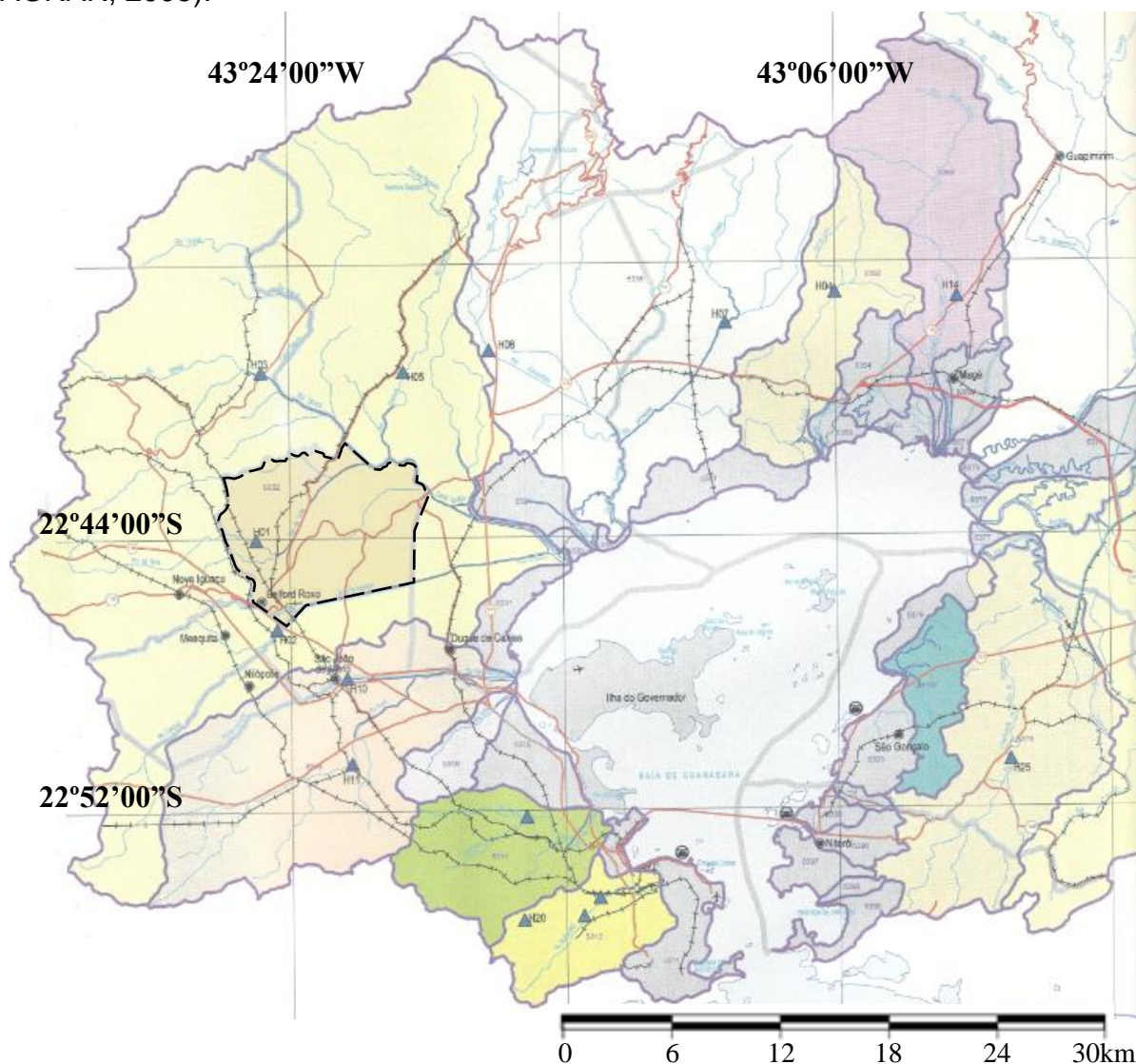


Figura 3.6 – Bacias Hidrográficas da Baía de Guanabara (CONSÓRCIO ECOLOGUS – AGRAR, 2005).

A área de estudo encontra-se entre as coordenadas geográficas $22^{\circ}41'54''\text{S}$ e $22^{\circ}42'18''\text{S}$ e $43^{\circ}21'28''\text{W}$ e $43^{\circ}21'07''\text{W}$ (figura 3.7), estando localizada na carta planialtimétrica do DSG (Diretoria de Serviço Geográfico), denominada Cava (folha SF.23-Q-IV-1), impressa em escala 1:50 000.



Figura 3.7 – Localização da área, em amarelo, onde estão sendo despejados os resíduos sólidos na APA Maringá-Vale do Ipê (GOOGLE, 2010).

4 METODOLOGIA

4.1 MATERIAL

O resíduo retirado dos corpos hídricos pelo INEA e disposto na APA é composto, predominantemente, por material de granulometria fina, apresentando cor cinza escura, sem odores significativos, com intensa presença de uma gama de materiais antrópicos como restos de sacos plásticos, de tecidos, objetos metálicos e vidro, além de galhos, troncos, entre outros (figuras 4.1 e 4.2).



Figura 4.1 – Descarte dos resíduos na APA.



Figura 4.2 – Secagem dos resíduos ao ar.

4.2 MÉTODO DE COLETA DAS AMOSTRAS

Foram coletados cerca de 30kg de material deformado em cada ponto amostrado e acomodados em sacos plásticos com 100 litros de capacidade através da abertura de cavas, por meio de uma escavadeira (figura 4.3), em sete dos oito pontos amostrados (figura 4.4), identificados como amostras de A a H. O ponto D foi o único em que os resíduos foram coletados sem o uso da máquina, por meio da cravação de um tubo de pvc de 2,5” até a profundidade de 1 metro. Também foi utilizado trado e picareta neste ponto de coleta (figura 4.5). Todas as outras amostras foram retiradas da porção basal dos rejeitos, variando entre 1,4m (ponto F) e 2,4m (ponto B), tendo como limite de profundidade de coleta o material “in situ” que serviu como base para os sedimentos depositados.



Figura 4.3 – Abertura de cava para retirada do material por uma escavadeira (ponto H), com a jazida de onde se extraiu o material de cobertura para a área, ao fundo.

Como o INEA despejou uma camada de saibro, extraído de uma jazida localizada próxima aos pontos G e H (figura 4.3), por sobre os resíduos descartados, variando entre 0,30m e 1,00m, dos oito pontos que tiveram amostras coletadas na área do bota-fora, apenas o ponto D apresenta os sedimentos removidos dos sistemas fluviais sem terem sofrido qualquer tipo de acréscimo de outro material de cobertura. Assim sendo, as outras sete amostras sofreram “contaminação”, por gravidade, daquele material.

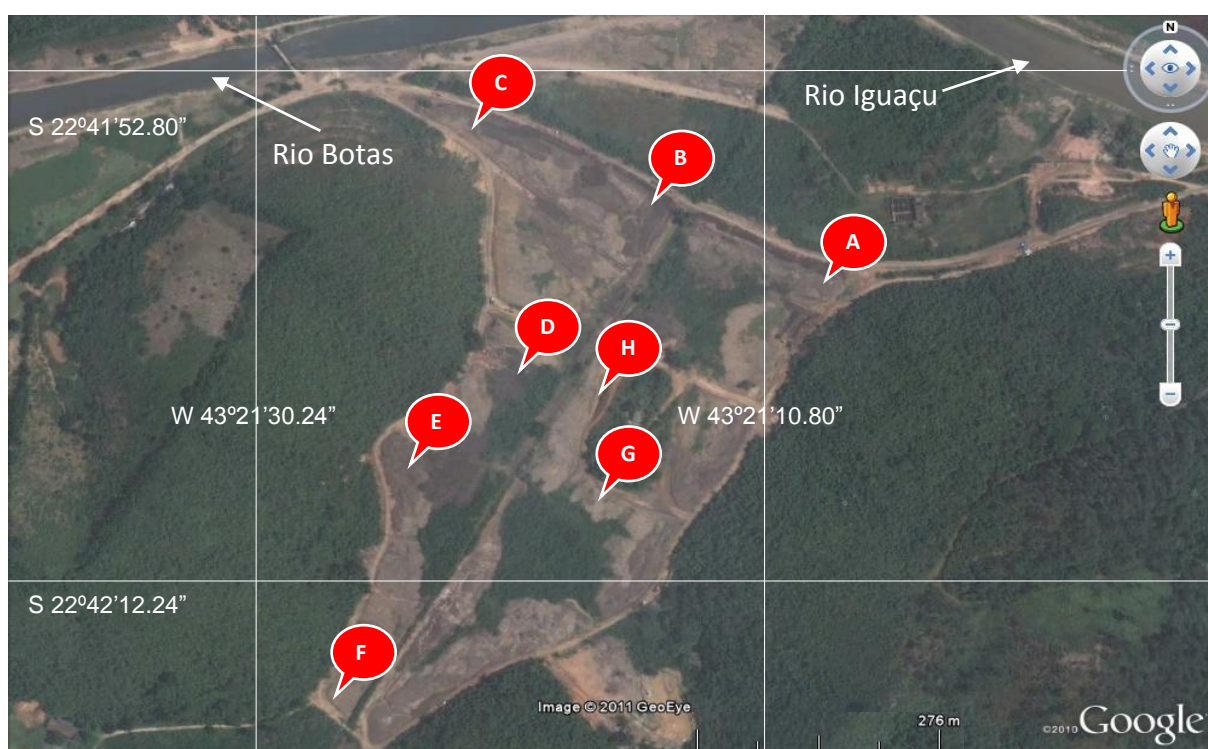


Figura 4.4 – Área do bota-fora com a localização dos pontos amostrados.



Figura 4.5 – Coleta com trado (figura 4.5a) e picareta (figura 4.5b) de amostra deformada no ponto D.

A locação dos pontos onde foram coletadas as amostras foi feita por intermédio de GPS da marca Garmin - 12 XL (tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Localização dos pontos onde foram coletadas as amostras.

AMOSTRA	Coordenadas Sul	Coordenadas Oeste
A	22°42'00,81"	43°21'08,53"
B	22°41'57,83"	43°21'15,32"
C	22°41'55,01"	43°21'22,10"
D	22°42'04,21"	43°21'20,38"
E	22°42'07,72"	43°21'24,51"
F	22°42'16,53"	43°21'27,35"
G	22°42'09,02"	43°21'17,16"
H	22°42'05,14"	43°21'17,20"

4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

Estes ensaios tiveram o propósito de verificar o comportamento físico dos sedimentos da área de estudo. O material foi estudado em sua forma natural (*in natura*) e após a remoção dos sais presentes, a fim de se verificar a influência dessas substâncias no comportamento das frações granulométricas. Também foi feita a análise da fração fina dos resíduos com e sem o uso de defloculante, objetivando a comparação do comportamento do resíduo com a presença de torrões ou grumos (como é encontrado originalmente no campo) e sem essas estruturas (granulometria real do material).

Os ensaios foram realizados nos laboratórios de Mecânica dos Solos e de Via-Úmida do setor de Geologia de Engenharia e Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

4.3.1 Análise Granulométrica

A granulometria, que é a medida do tamanho e distribuição dos grãos dos sedimentos e solos, é uma das propriedades físicas fundamentais do material.

As análises granulométricas dos sedimentos foram realizadas através da combinação de dois processos: o peneiramento (figura 4.6) e a sedimentação (figura 4.7), para as frações menores que 0,075 mm, segundo a norma NBR-7181 (1984).



Figura 4.6 – Ensaio de peneiramento.

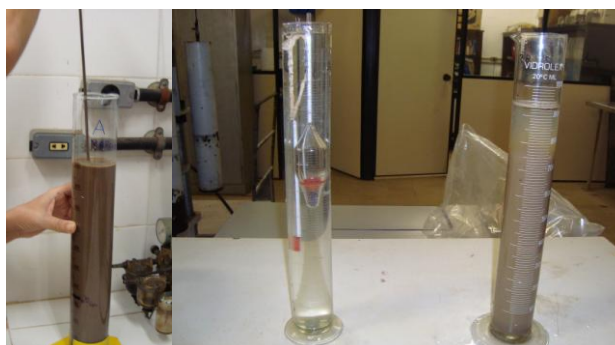


Figura 4.7 – Ensaio de sedimentação.

Para efeito comparativo do comportamento granulométrico dos sedimentos estudados foi feito o estudo granulométrico dos materiais com e sem o emprego de defloculante (hexametáfosfato de sódio) no meio dispersor. Neste último caso, foi empregada, como agente dispersor, água destilada. O aparelho utilizado para a dispersão do material está apresentado na figura 4.8.

Esses ensaios têm como objetivo diferenciar o comportamento do material em campo do comportamento “em laboratório”, visto que, no material *in situ*, a estrutura dos solos apresenta torrões ou grumos (MACIEL, 2010), que fazem com que a granulometria aparente seja mais grossa. A ação do defloculante faz com que essas estruturas se desagreguem, porém, ao utilizar-se a água destilada, os sedimentos não sofrerão a ação química do defloculante, mantendo a estrutura encontrada no campo.



Figura 4.8 – Aparelho de dispersão utilizado para dispersar o sedimento.

4.3.1.1 Remoção de Sais

A fim de se verificar a influência dos sais no comportamento das frações granulométricas do material, foi feita a sua remoção na amostra D. Em seguida, foram comparadas as frações granulométricas desta amostra “*in natura*” com a mesma após a remoção dos sais.

Este procedimento foi realizado por meio de sucessivas lavagens do sedimento com água destilada aquecida a 80°C (figura 4.9), conforme Jackson (1969).



Figura 4.9 – Aquecimento a 80°C da água destilada com sedimento, durante processo de remoção dos sais.

4.3.2 Massa Específica dos Sólidos (ρ_s)

A massa específica dos sólidos (ρ_s) é a razão entre a massa dos grãos (ou sólidos) e o volume ocupado por eles, sem considerar o volume da porosidade. A massa da parte sólida constituinte dos grãos dos solos é formada principalmente por matéria orgânica e minerais (PINTO, 2006).

O ensaio utilizado para a determinação da massa específica dos sólidos seguiu a norma NBR-6508, através do Método do Picnômetro (figura 4.10), cujo intuito foi retirar o ar localizado entre os grãos dos sólidos.

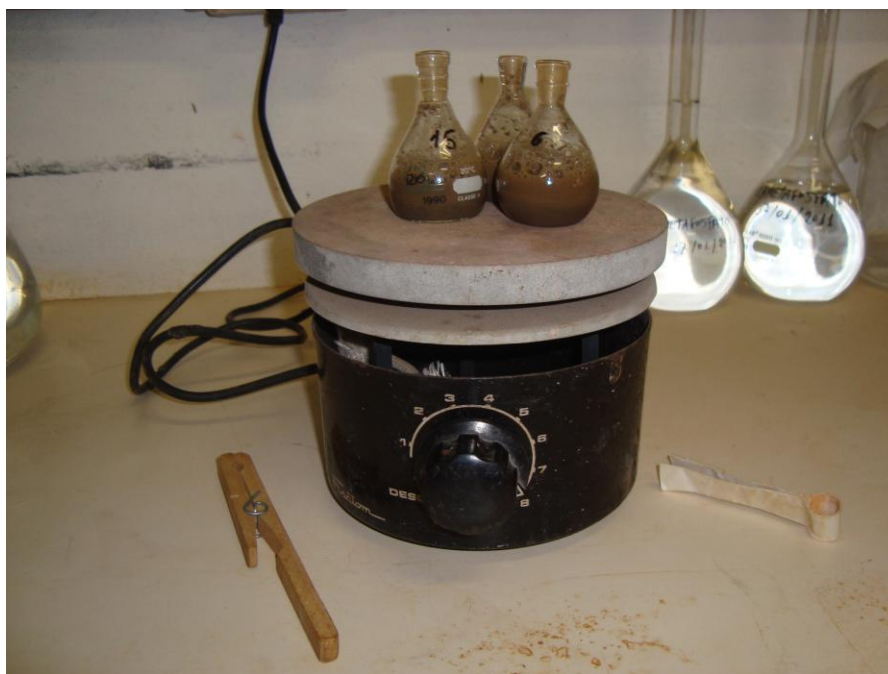


Figura 4.10 – Fervura do conjunto solo + água (NBR-6508).

4.3.3 Limites de Atterberg

Os teores de umidade de um solo nos pontos de transição de um estado físico para outro são chamados de limites de Atterberg ou limites de consistência. Utilizados para caracterizar o comportamento de solos de granulação fina, baseiam-se no conceito de que determinado solo pode apresentar quatro estados de consistência, em função da sua umidade.

Considera-se um solo no estado sólido quando este se encontra seco. Ao adicionar-se água, lentamente, ele vai passando para os estados semi-sólido,

plástico e líquido. Esses limites também sofrem influência do tipo e da quantidade de argilominerais presentes.

O limite de liquidez (LL) é o teor em água no solo acima do qual este adquire comportamento de um líquido, ocorrendo quando o solo passa de um estado semi-líquido para um estado plástico, o qual pode ser moldado. Para determinar esse limite utiliza-se o Aparelho de Casagrande (figura 4.11) segundo a norma NBR-6459 (1984).

O teor de umidade abaixo do qual o solo passa do estado plástico para o estado semi-sólido, perdendo a capacidade de ser moldado e passando a ficar quebradiço é denominado limite de plasticidade (LP). Para determiná-lo, molda-se uma amostra do solo em forma de cilindro com cerca de 10cm de comprimento e 3mm de diâmetro, deslizando-a, com a mão, por sobre uma placa de vidro esmerilhado até que aquela comece a fraturar (figura 4.12), de acordo com a norma NBR-7180 (1984).



Figura 4.11 – Aparelho de Casagrande para ensaio de LL.



Figura 4.12 – Placa de vidro esmerilhado para ensaio de LP.

O limite de contração (LC) é o limite quando o solo passa de um estado semi-sólido para um estado sólido, não mais se contraindo.

Outro parâmetro indicativo do comportamento físico de um solo é o seu índice de plasticidade (IP), que é a faixa de umidade na qual o solo se comporta plasticamente de modo que ainda mantenha a sua consistência plástica. É obtido pela diferença do LL pelo LP (equação 4.1).

$$IP = LL - LP \quad \text{[Equação 4.1]}$$

Quanto maior o IP, maior é a faixa de umidade em que o solo apresenta comportamento plástico. Quando o material não apresenta plasticidade (pedregulhos

e areias puras ou com pouca quantidade de finos), considera-se IP nulo e escreve-se $IP = NP$ (não plástico).

Segundo PINTO (2006), outro índice físico do solo é o seu índice de compressão (C_c), que indica a sua susceptibilidade à compactação e está em função do seu LL, sendo dado pela equação 4.2:

$$C_c = 0,009 \cdot (LL - 10) \quad \text{[Equação 4.2]}$$

4.3.4 – Índice de Skempton

Também conhecido por atividade coloidal da argila, indica a maior ou menor influência das propriedades mineralógica e química-coloidal da fração argila nas propriedades geotécnicas de um solo argiloso (VARGAS, 1978). Quanto maior essa atividade, maior é a sensibilidade do solo a fatores como o tipo de cátion adsorvido e a composição química do fluido presente nos poros (MITCHELL, 1993). A tabela 4.2 apresenta os limites para os Índices de Atividade de Skempton (IAs).

Tabela 4.2 – Classificação do solo quanto à atividade da fração argila (SKEMPTON, 1953).

Índice de Atividade de Skempton (IAs)	< 0,75	de 0,75 a 1,25	> 1,25
Atividade	INATIVA	NORMAL	ATIVA

Esse índice foi definido por Skempton (1953) como a relação entre o IP do solo e o percentual da fração argila (em peso, com diâmetro inferior a 2 μm) encontrada nele, o IAs é calculado pela equação 4.3:

$$IAs = \frac{IP}{\% \text{ fração argila}} \quad \text{[Equação 4.3]}$$

4.4 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

Os processos químicos responsáveis pela interação entre os contaminantes e o solo, dependem basicamente de fatores como: constituição química do soluto, características gerais do solo e pH do sistema (YONG et al., 1992 apud RITTER, 1998). Para as amostras dos sedimentos da área estudada, os ensaios incluíram a

determinação do pH em água e em KCl, o teor de carbono orgânico e de enxofre e análises químicas.

4.4.1 Potencial Hidrogênico (pH)

A variação do potencial hidrogênico (pH) pode ter uma série de efeitos na migração de contaminantes no solo como, por exemplo, afetar fortemente a mobilidade de alguns metais pesados (DUNN, 1983).

As análises de pH foram realizadas com o objetivo de se identificar a acidez ou a alcalinidade dos sedimentos. Sua escala mede a atividade do íon H^+ na solução do solo, definido pela Equação 4.4, baseando-se no logaritmo negativo da concentração de íons de hidrogênio do solo.

$$\log [H^+] = \log \frac{1}{[H^+]} \quad \text{[Equação 4.4]}$$

$[H^+]$ - atividade do íon hidrogênio na solução

O procedimento empregado seguiu a EMBRAPA (1997), medindo-se o potencial eletronicamente por meio de eletrodo combinado imerso em uma suspensão solo:água destilada e solo:KCl (cloreto de potássio) na proporção 1:2,5). O aparelho utilizado foi o pHmetro modelo Q-400A da marca QUIMIS (figura 4.13) aferido com solução tampão de pH 7,0 e pH 4,0.



Figura 4.13 – PHmetro utilizado na determinação do pH dos sedimentos.

A escala do pH, que vai até 14, é negativa (quanto menor for o pH, maior é a atividade do H⁺ na solução do solo) e logarítmica, ou seja, no pH 3,0 a atividade do hidrogênio é 10 vezes maior que no pH 4,0, 100 vezes maior que no pH 5,0 e assim sucessivamente. De acordo com a EMBRAPA (1999), as classes dos solos, quanto ao seu estado de acidez ou de alcalinidade varia de extremamente ácido a fortemente alcalino (tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Classificação quanto à reação dos solos (EMBRAPA, 1999).

Classes	pH (solo/água 1:2,5)
Extremamente ácido	abaixo de 4,3
Fortemente ácido	de 4,3 a 5,3
Moderadamente ácido	de 5,4 a 6,5
Praticamente neutro	de 6,6 a 7,3
Moderadamente neutro	de 7,4 a 8,3
Fortemente alcalino	acima de 8,3

Com o valor do pH de cada amostra foi obtido o ΔpH , que é um parâmetro útil no estudo da magnitude e no sinal das cargas existentes na superfície das partículas. Quando o ΔpH apresenta valores negativos, significa que há o predomínio de cargas negativas no solo, fazendo com que este tenha a capacidade de reter mais cátions do que ânions, ocorrendo o contrário caso o ΔpH seja positivo (LUCHESE et al, 2001). Esse fato é importante, pois a existência de cargas positivas ou negativas confere ao solo uma determinada capacidade de trocar cátions (CTC) ou ânions (CTA). Tanto o pH quanto o ΔpH são propriedades de suma importância nos estudos da retenção de contaminantes para solos de cargas permanentes e variáveis.

O ΔpH , que é a variação do pH, foi calculado pela diferença entre o pH determinado em KCl 1N e em água (MEKARU; UEHARA, 1972), através da equação 4.5:

$$\Delta\text{pH} = (\text{pH}_{\text{KCl}})_{1\text{N}} - (\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}) \quad [\text{Equação 4.5}]$$

- Se $\Delta\text{pH}=0$, tem-se o equilíbrio de cargas do solo. Ponto de Carga Zero;
- Se $\Delta\text{pH} > 0$, predominância de cargas positivas (solo eletropositivo);
- $\Delta\text{pH} < 0$, predominância de cargas negativas (solo eletronegativo).

4.4.2 Carbono Orgânico e Enxofre

O carbono é encontrado no solo tanto na forma orgânica como na inorgânica, porém a grande maioria está associada à matéria orgânica e a minerais carbonatados.

O acúmulo de compostos de enxofre em sedimentos é comum em ambientes deltaicos e sob floresta de mangue (ROSSI; MATTOS, 2002). Os sedimentos removidos dos rios e depositados na APA possuem algumas características dinâmicas semelhantes às supracitadas pelo fato dos corpos fluviais, de baixa energia, sofrerem influência de sais devido à intrusão das águas da Baía de Guanabara em época de maré cheia, visto que, as cotas de seus leitos encontram-se abaixo de 2 metros (desde a foz dos rios Iguaçu e Sarapuí até Belford Roxo), e toda a região ter sido ambiente marinho, quando da última transgressão marinha, entre 6 mil e 4 mil anos atrás, que atingiu valores de até 4,9m acima do atual nível do mar (BOIÇA; CASTRO; OLIVEIRA, 2011). Vale citar que a presença de enxofre em sedimentos reduz o pH do material (FRANDALOSO, 2006).



Figura 4.14 – Aparelho de quantificação de carbono e enxofre SC-144DR do LAFO.

A análise de carbono orgânico total e de enxofre, presentes no resíduo, foi realizada no Laboratório de Palinofácies e Fácies Orgânica (LAFO) do Departamento de Geologia, do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, por meio do equipamento SC-144DR (figura 4.14), que é um

instrumento de quantificação simultânea de carbono e enxofre através de um detector infravermelho, seguindo as normas da USEPA (2002) e ASTM (2008).

A concentração de matéria orgânica é calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico pelo fator de Van Bemmelen (1,724) (EMBRAPA,1997), conforme equação 4.6.

$$\% \text{ MO} = \% \text{ CO} \times 1,724 \quad \text{[Equação 4.6]}$$

Onde: MO = matéria orgânica;

CO = carbono orgânico.

4.4.3 Análises Químicas

A fim de se obter um conhecimento detalhado dos elementos químicos presentes no bota-fora foi realizada a análise química total desses resíduos, por fluorescência de raios x, e de alguns metais pesados de maior interesse, por plasma (ICP), com o intuito de se determinar a composição química do material estudado.

4.4.3.1 Análise Química Total por Fluorescência de Raios-x

Esta análise foi realizada no Laboratório de Fluorescência de Raios-X, no Departamento de Geologia (IGEO/UFRJ), através do método de fluorescência de Raios-X, por meio de um espectrômetro de FRX, modelo PW 2400 Philips/sequencial.

A amostra foi excitada por uma fonte de Raios-X com as radiações dispersas por meio de cristal analisador cobrindo intervalo de 0,2 a 18Å. A varredura completa do espectro formado foi feita pelo detector em 20 minutos, registrando no papel todos os picos ou linhas em função da distância angular (2θ) percorrida pelo goniômetro.

4.4.3.2 Análise dos Metais Pesados

Estas análises foram realizadas para a identificação de metais pesados presentes nos resíduos dispostos na APA, bem como as suas concentrações.

Os ensaios foram executados em alguns metais pesados considerados potencialmente contaminantes, já que, como ocorrem em partes por milhão (ppm), não foram registrados na análise química total realizada. Foram analisados tanto para os resíduos “puros” (100% de resíduo), como para misturas desses resíduos

com diversas proporções de solo artificial puro (SAp). Neste caso, registraram-se valores para chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco.

A análise, tanto para os metais pesados supracitados, como para alumínio, cádmio, ferro e vanádio, foi realizada no CETEM, com o aparelho de plasma modelo ICP-OES HORIBA JOBIN YVON (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry, em português, Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente) – Ultima 2. A abertura total foi feita com uma solução composta por ácido fluorídrico (HF), ácido clorídrico (HCl) e ácido perclórico (HClO₄) na razão de 2:1:1. Os valores obtidos da concentração de cada metal nos sedimentos foram determinados através da dosagem nos mesmos, por intermédio da abertura total. Os percentuais foram registrados em ppm (mg/kg) e comparados com a Resolução 344 do CONAMA (2004).

O método quantitativo empregado para a determinação de mercúrio total (HgT) nos sedimentos foi baseado na pirólise e a sua determinação analítica foi efetuada através da utilização do analisador portátil de mercúrio LUMEX (figura 4.15) e depois comparada com a resolução 344 do CONAMA (2004).



Figura 4.15 – Analisador portátil de mercúrio LUMEX.

4.5 CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA

A mineralogia da fração argila das amostras dos oito pontos coletados foi determinada nos laboratórios de Via Úmida e de Difração de Raios-X, ambos no Departamento de Geologia da UFRJ, e seguiu a metodologia corrente usada neste

laboratório adaptada de Jackson (1969). As diversas etapas do processo são apresentadas nas figuras 4.16 a 4.21.



Figura 4.16 – Passagem do material na peneira 270 para obtenção dos finos.



Figura 4.17 – Decantação, por 24h, das oito amostras para separação da fração argila.



Figura 4.18 – Processo de remoção de carbonatos da fração argila.



Figura 4.19 – Processo de remoção de matéria orgânica da fração argila.



Figura 4.20 – Processo de remoção de ferro da fração argila.

De acordo com Jackson (1969), a terça parte de cada uma das oito amostras foi submetida a tratamento de saturação com cátions de magnésio (Mg^{+2}), outro

terço foi submetido a tratamento de saturação com cátions de potássio (K^+) e o último terço não sofreu qualquer tratamento.

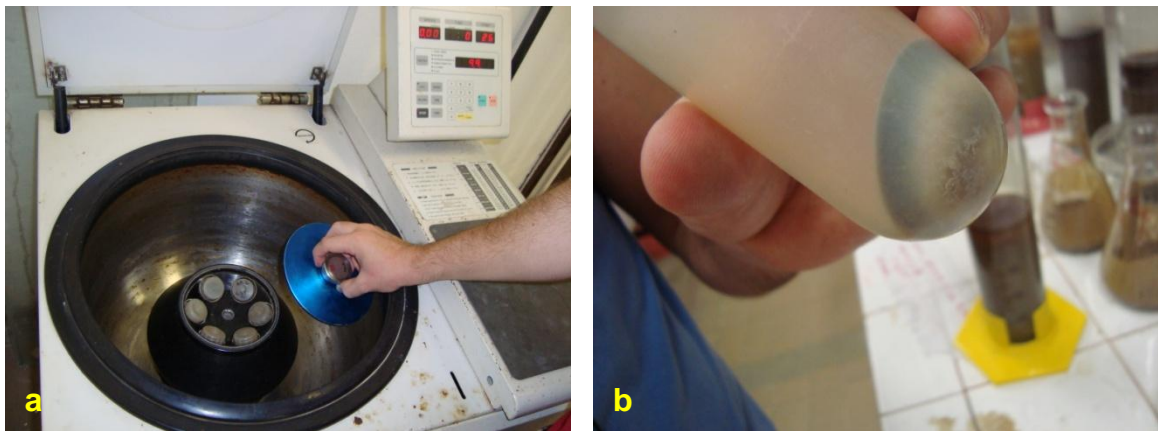


Figura 4.21 – Processo utilizado durante a saturação das amostras com Mg e com K; **a)** introdução, na centrífuga, das amostras acomodadas em tubos de PVC; **b)** amostras concentradas no fundo dos tubos após centrifugação.

A seguir, foram confeccionadas vinte e quatro lâminas, através da orientação da fração argila pelo Método do Esfregaço (THEISEN; HARWARD, 1962), conforme figura 4.22, sendo oito amostras (de A a H) com argila *in natura*, oito amostras (de A a H) com argila saturada com magnésio e oito amostras (de A a H) com argila saturada com potássio.

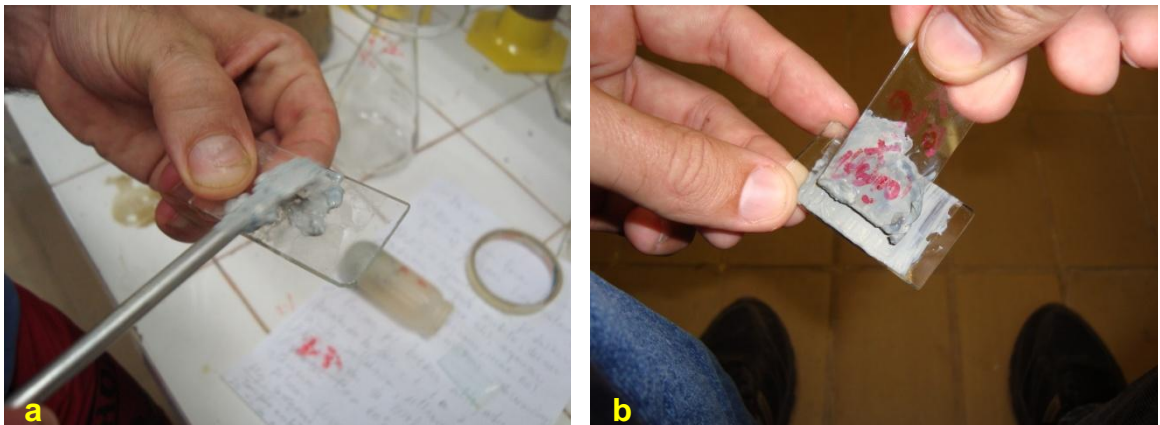


Figura 4.22 – **a)** Disposição da amostra na lâmina; **b)** Método do Esfregaço.

As lâminas com argila tratada com magnésio foram glicoladas, sendo submetidas a uma atmosfera à vácuo, em um dessecador (figura 4.23), saturadas com etileno-glicol por 4 horas, visando induzir possíveis expansões na estrutura dos argilominerais, a fim de se determinar minerais expansivos. Já as lâminas com argila tratada com potássio foram aquecidas a $525^{\circ}C$ em um forno tipo mufla (figura 4.24), por 4 horas, visando investigar possíveis comportamentos de contração ou destruição de estruturas de argilominerais.



Figura 4.23 – Dessecador.



Figura 4.24 – Forno mufla.

A segunda parte dos ensaios foi realizada no laboratório de Difração de Raios-X através da utilização do Método de Difractometria de Raios-X, com o uso do difratômetro da marca Rigaku, modelo Geigerflex-2013, com contador proporcional, voltagem de 40KV, amperagem de 30mA, filtro de níquel, tubo de cobre de 1,5KW, velocidade de 4 segundos e escala semi-quantitativa de 5K (figura 4.25). Foram analisadas as vinte e quatro lâminas, com a produção de difratogramas, que permitiram a identificação dos argilominerais, bem como a estimativa quantitativa.



Figura 4.25 – Difratômetro da marca Rigaku, modelo Geigerflex-2013; **a)** vista geral do difratômetro; **b)** compartimento de armazenamento da lâmina.

4.6 CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

Os testes ecotoxicológicos foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM), situado no campus da UFRJ. Os bioindicadores utilizados para os ensaios de toxicidade aguda, o qual seguiu a norma da ASTM (2004), foram oligoquetas da espécie *Eisenia andrei* (minhoca vermelha da Califórnia), cultivados no próprio CETEM (figura 4.26). O solo artificial para controle foi preparado com 70% de areia quartzosa, 20% de caulim e 10 % de fibra (casca) de coco (GARCIA, 2004).

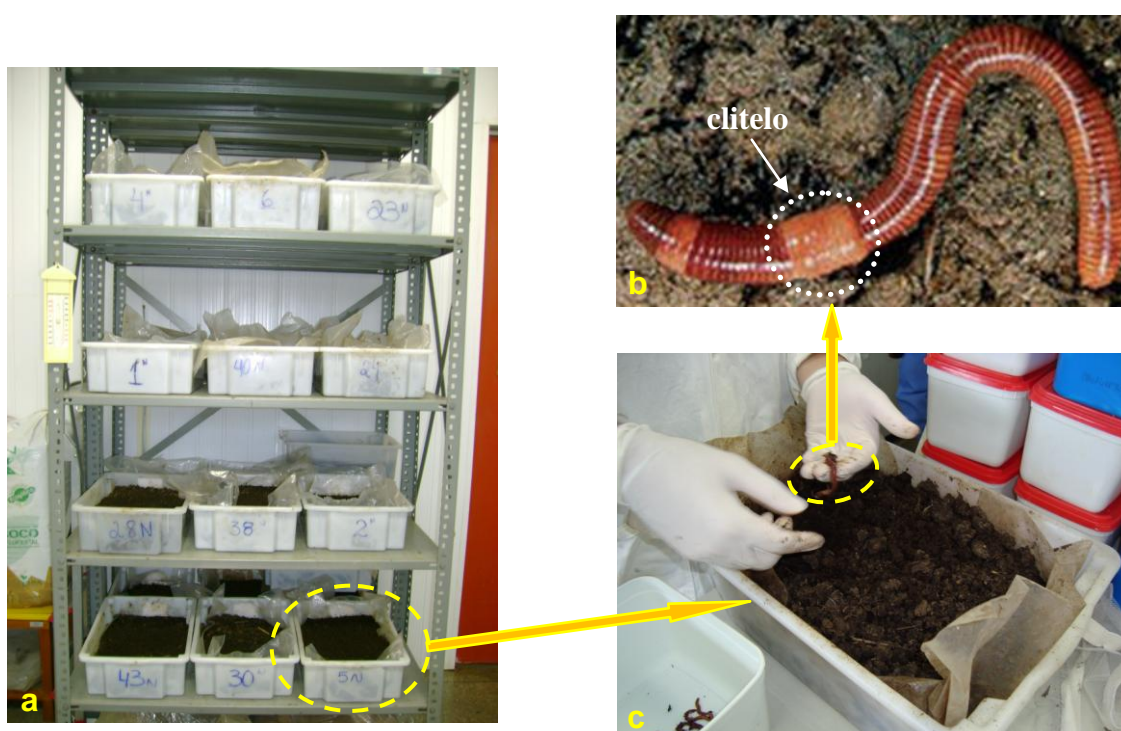


Figura 4.26 – Cultivo dos oligoquetas; **a)** disposição, em estante, dos recipientes de criação dos oligoquetas; **b)** oligoqueta adulta (clitelo bem desenvolvido) da espécie *Eisenia andrei*; **c)** detalhe do recipiente com oligoquetas em esterco “fresco” de bovinos.

A amostra analisada foi coletada do ponto D (figura 4.4). Este ponto foi escolhido pelo fato de os sedimentos locais estarem isentos de cobertura de material terroso, diferentemente dos outros sete pontos analisados, apresentando-se homogêneo, sendo, por isso, o que melhor representa os sedimentos dragados dos corpos hídricos da região.

Durante o ensaio, os oligoquetas foram distribuídos, em triplicata, para diversas relações solo artificial (SA):sedimento de dragagem (100:0, 94:6, 88:12, 75:25, 50:50 e 0:100), para futura comparação com os valores da CETESB (2005), com o intuito de se identificar o grau de toxicidade dos sedimentos dispostos na APA.

O método utilizado para a determinação quantitativa de mercúrio total (HgT) nos oligoquetas foi baseado na pirólise, e a sua determinação analítica realizada através da utilização do analisador portátil de mercúrio LUMEX (figura 4.15). Antes de serem analisados, os oligoquetas foram previamente congelados, liofilizados (uma forma de desidratação) a 40°C negativos por, pelo menos, 48 horas, e triturados.

A quantificação de chumbo total (PbT), cobre total (CuT), cromo total (CrT), níquel total (NiT) e zinco total (ZnT) nos oligoquetas sobreviventes, a fim de se identificar o fator de contaminação (FC) e o índice de geoacumulação (IGEO) de cada elemento no bota-fora, foi realizada com a pesagem de 1 grama de amostra em béquer de vidro, e posterior solubilização com 40ml de uma solução composta de ácido fluorídrico (HF), ácido clorídrico (HCl) e ácido perclórico (HClO₄) (2:1:1) (MANN; RITCHIE, 1993). A solução obtida foi então aquecida até secura em chapa a 120°C, sendo retomada com ácido nítrico 5% (HNO₃) para medição na Absorção Atômica (marca Varian, modelo Spectra 55b). Antes de serem submetidos aos referidos procedimentos, assim como foi feito para a determinação de HgT, os oligoquetas foram congelados e liofilizados.

Os teores potencialmente bioacumulados de chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco foram determinados de acordo com as recomendações de Corbi et al. (2006). Para a realização do ensaio, foram adicionados 50ml de HCl (0,1 mol/l) a 2,5g de amostra de oligoquetas congelados, liofilizados e triturados, em becker de vidro. Em seguida, esta mistura foi submetida à agitação magnética (400RPM) por 2 horas, e depois centrifugada. Por fim, os teores biodisponíveis desses cinco metais foram determinados por Absorção Atômica (marca Varian, modelo Spectra 55b) no sobrenadante da mistura.

O fator de bioconcentração nos oligoquetas foi encontrado pela divisão do teor de um determinado elemento presente no organismo pelo teor deste elemento no solo (equação 4.7). Quando a concentração do elemento presente no tecido do organismo foi abaixo do valor do limite de detecção do aparelho, o próprio limite foi utilizado para calcular o FBC, já que não foi possível medir o valor real. Vale ressaltar que os oligoquetas já continham um certo percentual de alguns elementos analisados, mesmo antes de terem ingerido amostras dos sedimentos que foram dispostos na APA em que elas foram introduzidas.

$$\text{FBC} = \frac{\text{concentração total do elemento no organismo}}{\text{concentração total do elemento no sedimento}} \quad [\text{Equação 4.7}]$$

O FC foi encontrado conforme equação 4.8, sendo a razão entre a concentração do elemento metálico na amostra de sedimento considerada e o nível basal estimado para a área.

$$\text{FC} = \text{solo tratado com resíduo} / \text{solo puro} \quad [\text{Equação 4.8}]$$

A determinação do IGEO foi calculada pela equação 4.9:

$$\text{IGEO} = \log_2 [C_a / (1,5 \cdot C_b)] \quad [\text{Equação 4.9}]$$

C_a = concentração do elemento na fração fina da amostra a ser classificada;

C_b = *background* geoquímico do elemento considerado para argilas na crosta terrestre (folhelho médio padrão);

1,5 = fator de correção para possíveis variações do background causado por diferenças litológicas.

4.7 LIXIVIAÇÃO

Para a obtenção de extratos lixiviados nos sedimentos dragados, seguiu-se a NBR 10005 (2004). Como o pH da solução, encontrado por meio do pHmetro modelo Q-400A da marca QUIMIS (figura 4.13), foi inferior a 5, utilizou-se a solução de extração 1. A solução, junto com os sedimentos, foi colocada em dez tubos de centrífuga (de PVC), os quais foram levados para um agitador rotatório de frasco (figura 4.27) no laboratório de Via-Úmida do Departamento de Geologia da UFRJ.



Figura 4.27 – Agitador rotatório.

O primeiro tubo, junto com uma réplica (de segurança), foi retirado do agitador após 4 horas e levado para a centrífuga de marca HITACHI, modelo Hilmac CR-21 (Figura 4.28), também do Laboratório de Via-Úmida, por 10 minutos à rotação de 10 000 RPM, a fim de separar o material sólido do sobrenadante (extrato lixiviado). Desta forma, removeu-se qualquer material em suspensão presente na solução.



Figura 4.28 – Centrífuga da marca HITACHI, modelo Hilmac CR-21.

O segundo tubo (junto com uma réplica) foi retirado após 8 horas de agitação, seguindo-se os mesmos procedimentos para o tubo que ficou por 4 horas. Da mesma maneira foi feito com os outros tubos, cada um com sua réplica de segurança, retirados após 18, 24 e 48 horas de agitação.

Os extratos lixiviados foram levados para análise das concentrações dos contaminantes determinada por ensaios de absorção atômica realizados no Laboratório de Química dos Solos do setor de Geotecnia Ambiental (LABGEO) da COPPE na UFRJ, com o espectrômetro de Absorção Atômica PERKIM ELMER, modelo AAnalyst 300 (figura 4.29).



Figura 4.29 – Espectrômetro de Absorção Atômica PERKIM ELMER, modelo AAnalyst 300.

Os elementos analisados foram o cromo, o cobre e o zinco, pelo fato de as análises químicas dos metais pesados terem indicado que estes três metais e o mercúrio apresentarem concentrações que mais se aproximavam de oferecer risco de contaminação à biota, segundo a Resolução CONAMA 344 de 2004, com o cromo ultrapassando o nível limite de risco de contaminação. O mercúrio não foi analisado, devido à limitação do aparelho, que não é capaz de ler tal elemento.



Figura 4.30 – Soluções padrão de Cu, Cr e Zn.

Com o objetivo de calibrar o aparelho, foram determinadas as curvas padrões para os elementos analisados, preparando-se soluções padrão de cromo, cobre e zinco a 1000ppm (figura 4.30). Estas foram diluídas e dispostas em balões volumétricos de 50ml, em concentrações de 1, 3, 5, 7 e 9ppm para os dois primeiros e de 0,2, 0,6, 1,0 e 1,4ppm para o zinco (figura 4.31), valores estes necessários para estarem na faixa de leitura do aparelho.



Figura 4.31 – Balões volumétricos com diversas concentrações de solução padrão de Cu, Cr e Zn.

5 RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

Os resultados encontrados foram organizados em diversas tabelas e gráficos que possibilitam a determinação das características físicas e do comportamento do material estudado.

5.1.1 Análise Granulométrica

As frações granulométricas obtidas com os ensaios realizados podem ser observadas na tabela 5.1. Para cada uma das 8 amostras coletadas são apresentadas 2 análises distintas, uma em que se utilizou defloculante como meio dispersor e outra em que esta substância não foi empregada – neste caso, o meio dispersor foi água destilada.

Tabela 5.1 – Percentual das frações granulométricas presentes nas amostras com a utilização de defloculante e sem a sua utilização.

Amostra	Percentual das frações					
	argila	silte	areia			pedregulho
			fina	média	grossa	
A com defloculante	57	21	08	08	05	01
A sem defloculante	00	34	52	08	05	01
B com defloculante	28	17	15	20	18	02
B sem defloculante	00	24	36	20	18	02
C com defloculante	39	24	14	14	08	01
C sem defloculante	00	39	38	14	08	01
D com defloculante	39	31	16	08	06	00
D sem defloculante	00	28	58	08	06	00
E com defloculante	28	19	21	22	10	00
E sem defloculante	00	34	34	22	10	00
F com defloculante	14	08	13	36	29	00
F sem defloculante	01	15	19	36	29	00
G com defloculante	22	20	17	26	12	05
G sem defloculante	00	30	28	25	12	05
H com defloculante	43	32	14	08	03	00
H sem defloculante	00	41	48	08	03	00

Analisando-se os dados obtidos após os ensaios granulométricos das amostras, de acordo com Shepard (1954) e com a EMBRAPA (1999), que estabelecem classificações texturais para os sedimentos, observa-se, após plotagem dos valores percentuais obtidos com as frações argila, silte e areia nos respectivos diagramas que, segundo Shepard, a textura do material é argila-silto-arenosa para a amostra D ou areia-argilo-siltosa para a média dos 8 pontos amostrados (figura 5.1a) e, segundo a EMBRAPA (1999), o material que compõe a amostra D apresenta textura argilosa e a média dos 8 pontos amostrados apresenta textura média (figura 5.1b).

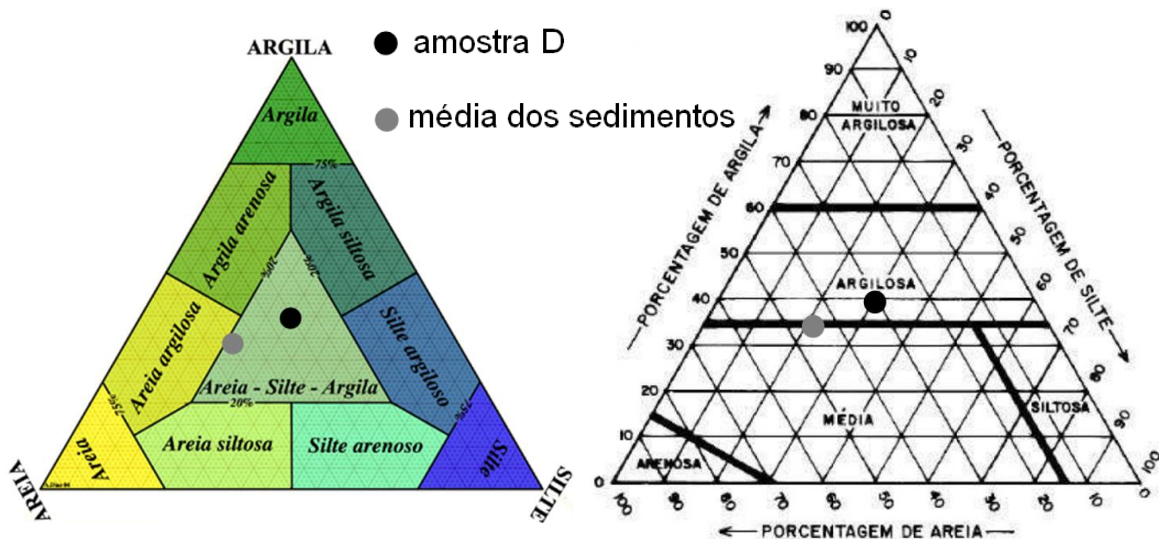


Figura 5.1 – Diagramas de classificação textural dos solos; **a)** segundo Shepard (1954); **b)** segundo EMBRAPA (1999).

5.1.1.1 Granulometria Comparativa – Defloculante

Com os resultados obtidos, constantes na tabela 5.1, foram confeccionadas curvas granulométricas comparativas entre os ensaios realizados nas amostras, para cada um dos 8 pontos, com defloculante no meio dispersor (linha vermelha) e sem defloculante, cujo meio dispersor foi apenas água destilada (linha preta).

A figura 5.2 apresenta as curvas granulométricas da amostra A. Pode-se observar que a fração granulométrica predominante é argila, constituindo 57% dos sedimentos do ponto. Dentre as 8 amostras analisadas, esta é a que apresenta o maior teor de finos (78%). A curva granulométrica resultante do ensaio realizado sem defloculante (linha preta) apresenta teor de finos de 34%.

Amostra A

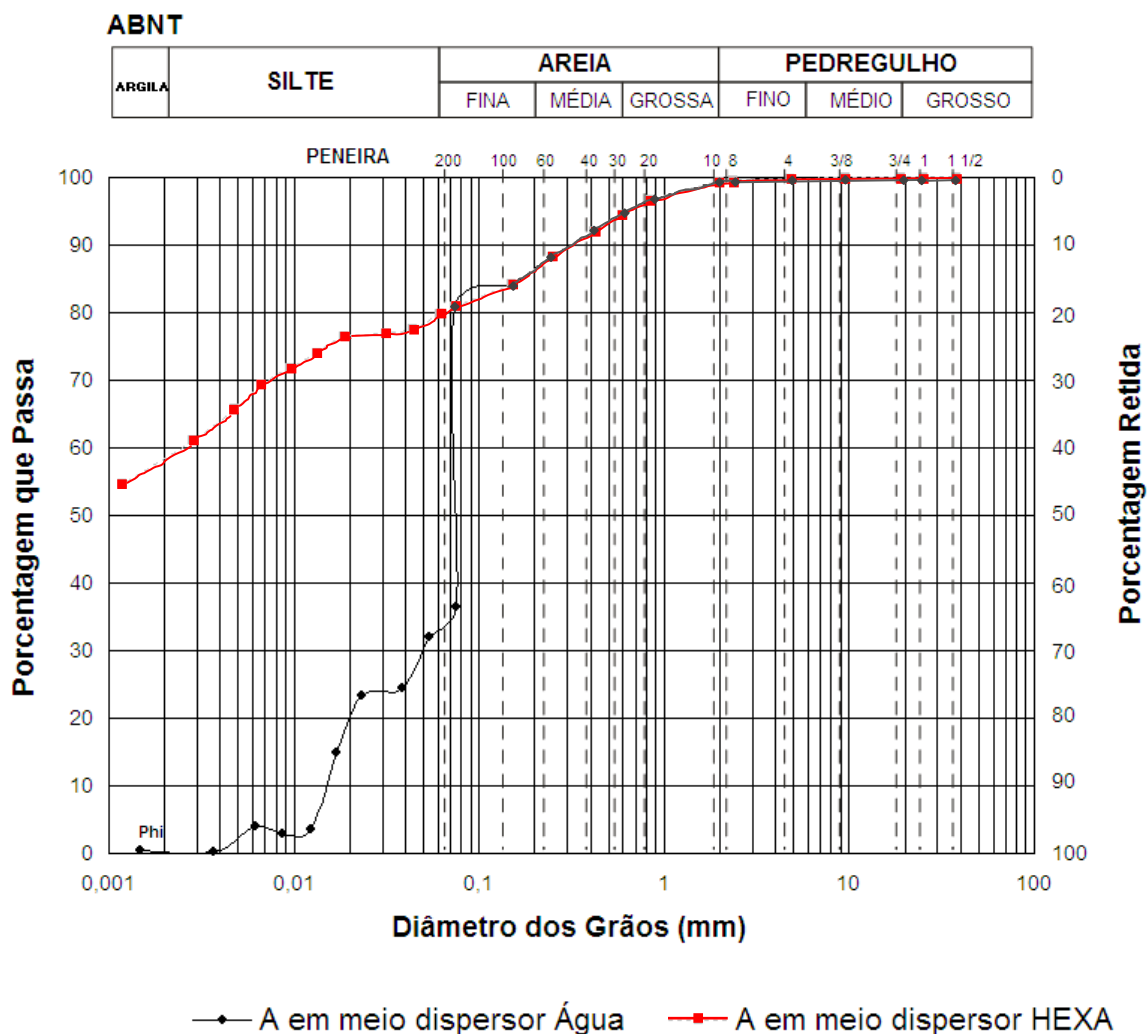


Figura 5.2 – Curvas granulométricas da amostra A.

As curvas granulométricas da amostra B (figura 5.3) exibem os dados obtidos com as análises granulométricas realizadas nesta. Argila e silte estão presentes em 45% da amostra cujo meio dispersor foi o hexametáfosfato de sódio. Quando o meio dispersor utilizado foi água destilada, o teor de finos caiu para 24%.

Amostra B

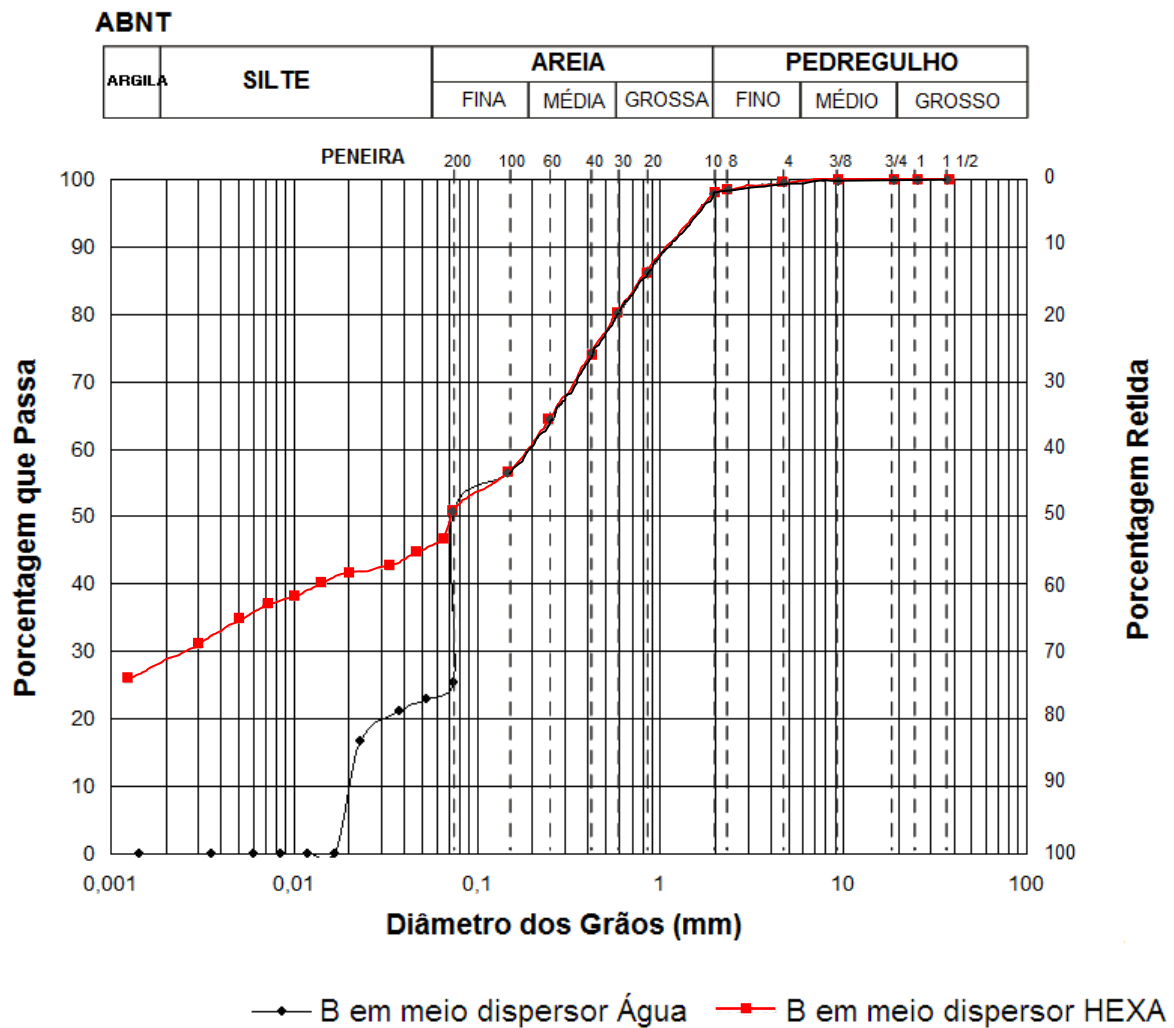


Figura 5.3 – Curvas granulométricas da amostra B.

A amostra C tem sua granulometria representada na figura 5.4. Os ensaios efetuados em meio dispersor com defloculante apresentaram uma quantidade de argila e silte de 63%. As análises feitas com água destilada como meio dispersor apresentaram 39% de finos.

Amostra C

ABNT

ARGILA	SILTE	AREIA			PEDREGULHO		
		FINA	MÉDIA	GROSSA	FINO	MÉDIO	GROSSO

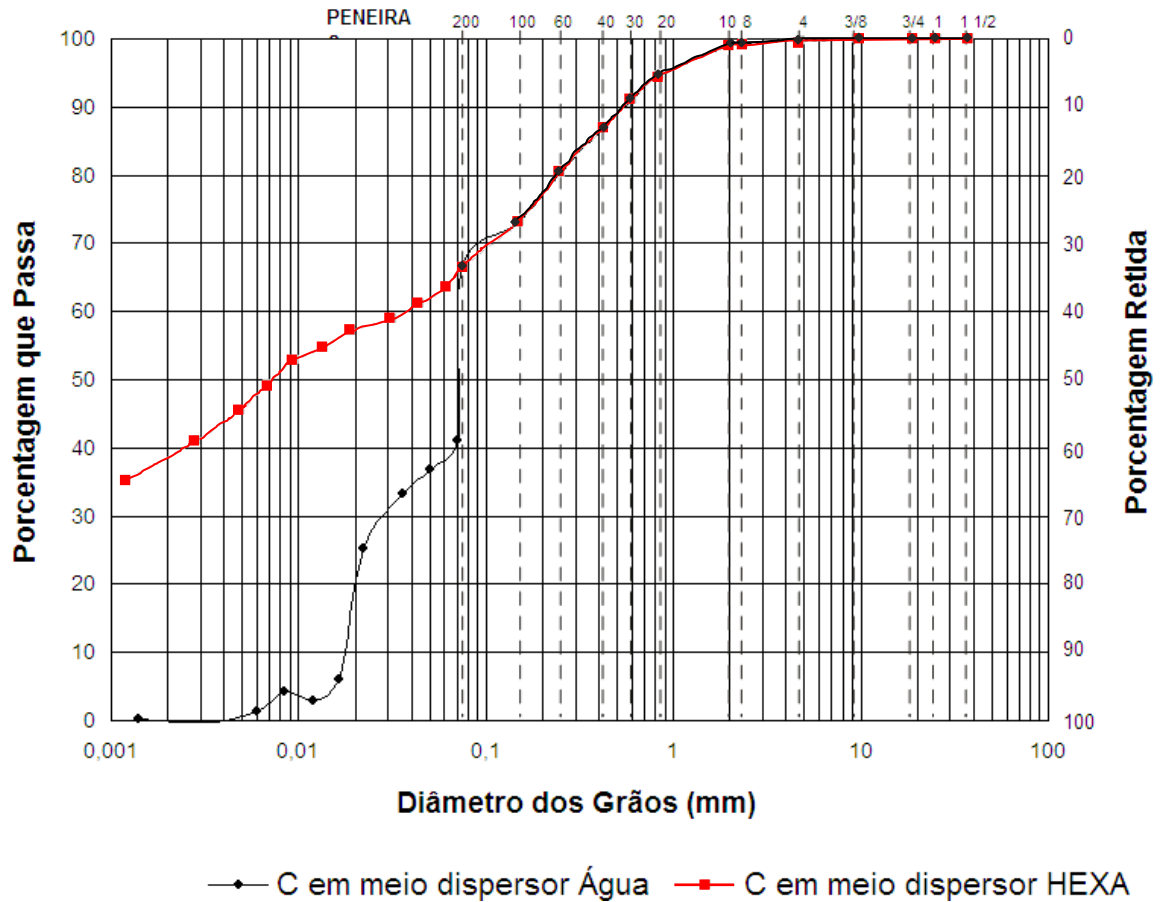


Figura 5.4 – Curvas granulométricas da amostra C.

A granulometria da amostra D (figura 5.5), que é a mais representativa do material disposto na área de estudo, quanto à composição de finos, é formada por 70% nos ensaios em que foi utilizado o hexametáfosfato de sódio no meio dispersor e 28% quando este é constituído apenas por água destilada.

Amostra D

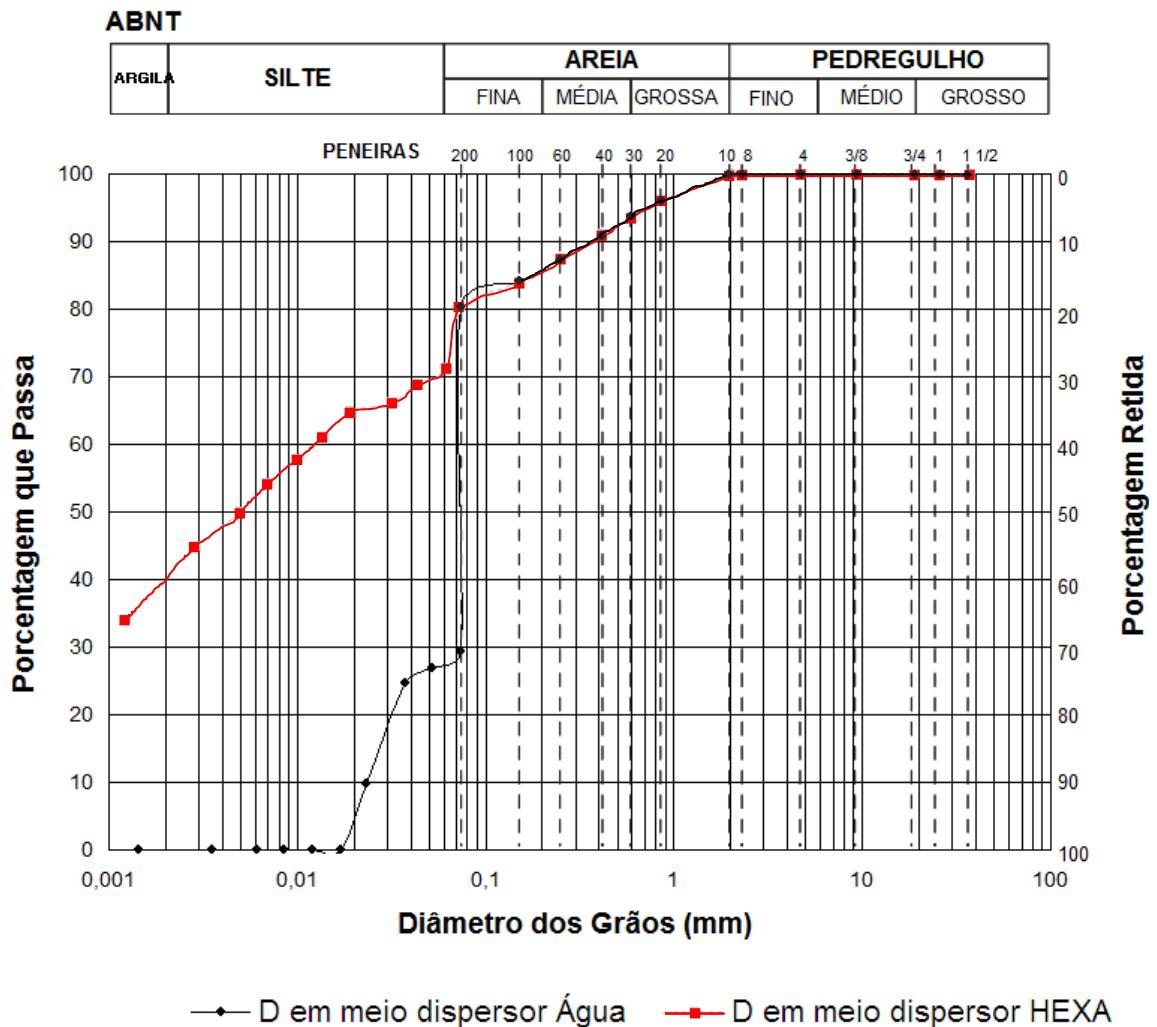


Figura 5.5 – Curvas granulométricas da amostra D.

As análises granulométricas executadas na amostra E, cujos resultados são apresentados na figura 5.6, mostram uma quantidade de finos, quando empregado o defloculante, de 47% e, sem essa substância de 34%.

Amostra E

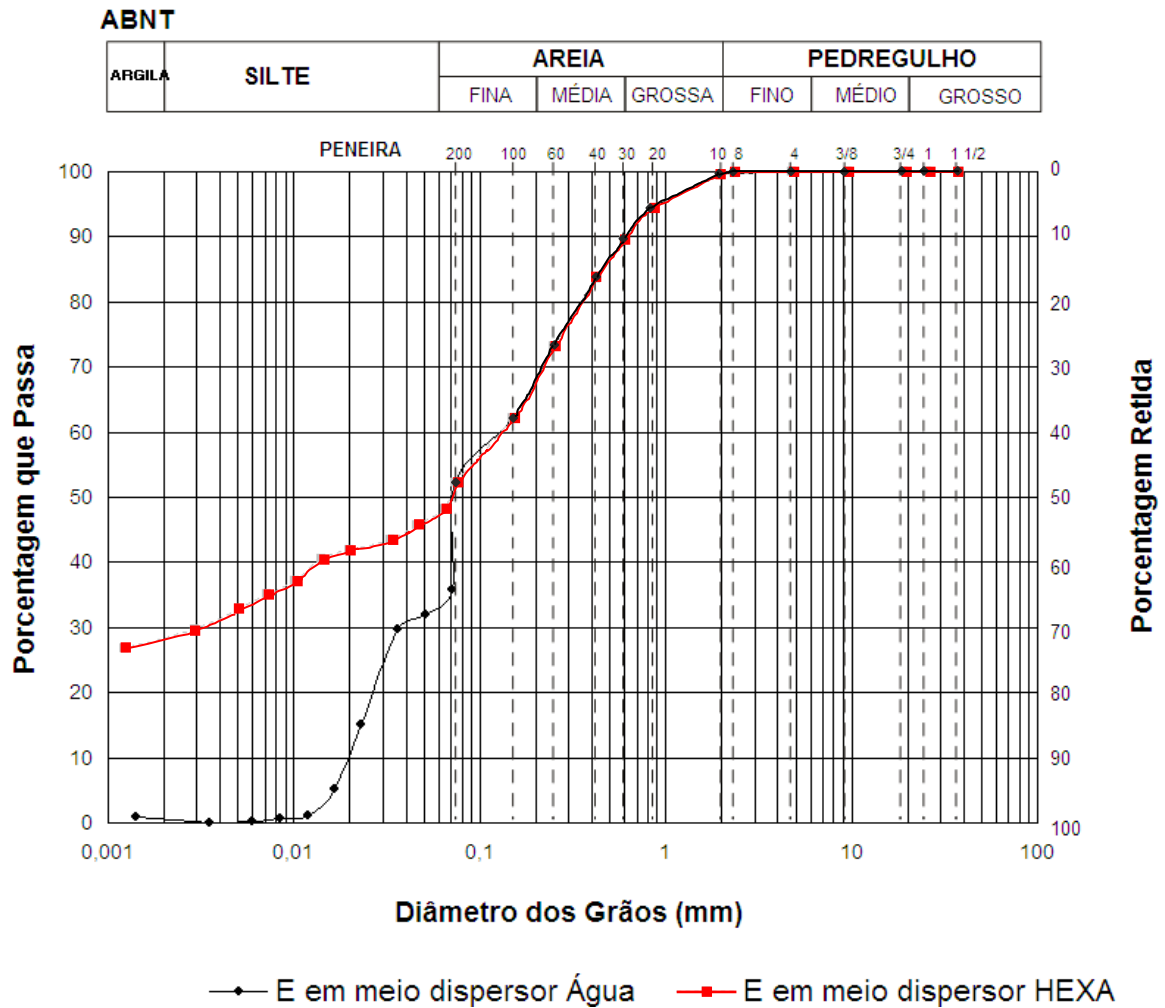


Figura 5.6 – Curvas granulométricas da amostra E.

Dentre os pontos analisados, a amostra F é a que possui a menor quantidade de material fino. As curvas granulométricas obtidas após as análises são apresentadas na figura 5.7. Os valores encontrados para o teor de argila e silte são de 22% no ensaio em que se empregou defloculante e de 16% no ensaio que utilizou somente água destilada como meio dispersor.

Amostra F

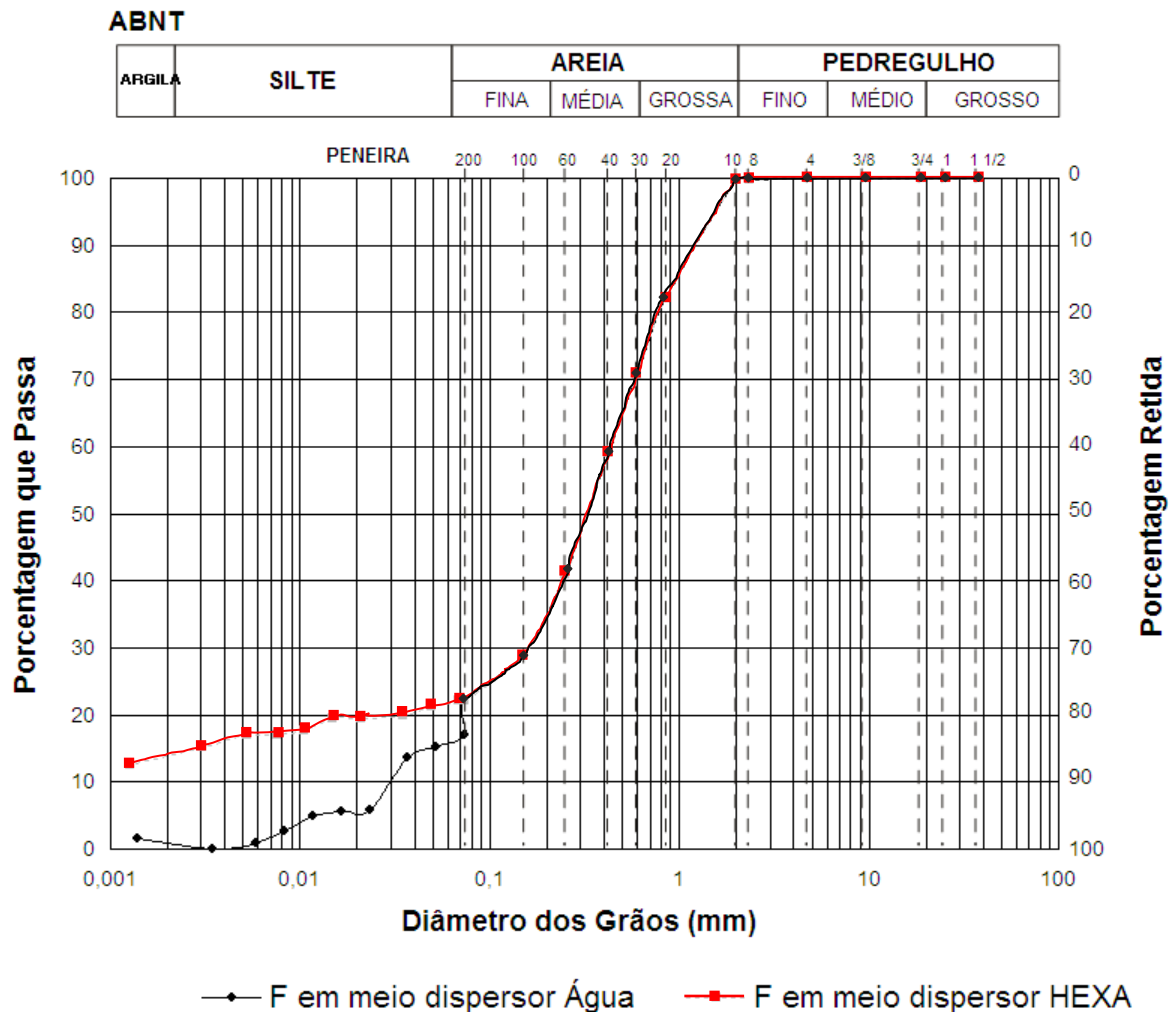


Figura 5.7 – Curvas granulométricas da amostra F.

Os resultados obtidos, após a realização dos ensaios de granulometria na amostra G, estão representados pelas curvas granulométricas da figura 5.8. O teor de finos encontrado quando o ensaio utilizou o hexametáfosfato de sódio no meio dispersor é de 42%, e de 30% quando não foi empregado.

Amostra G

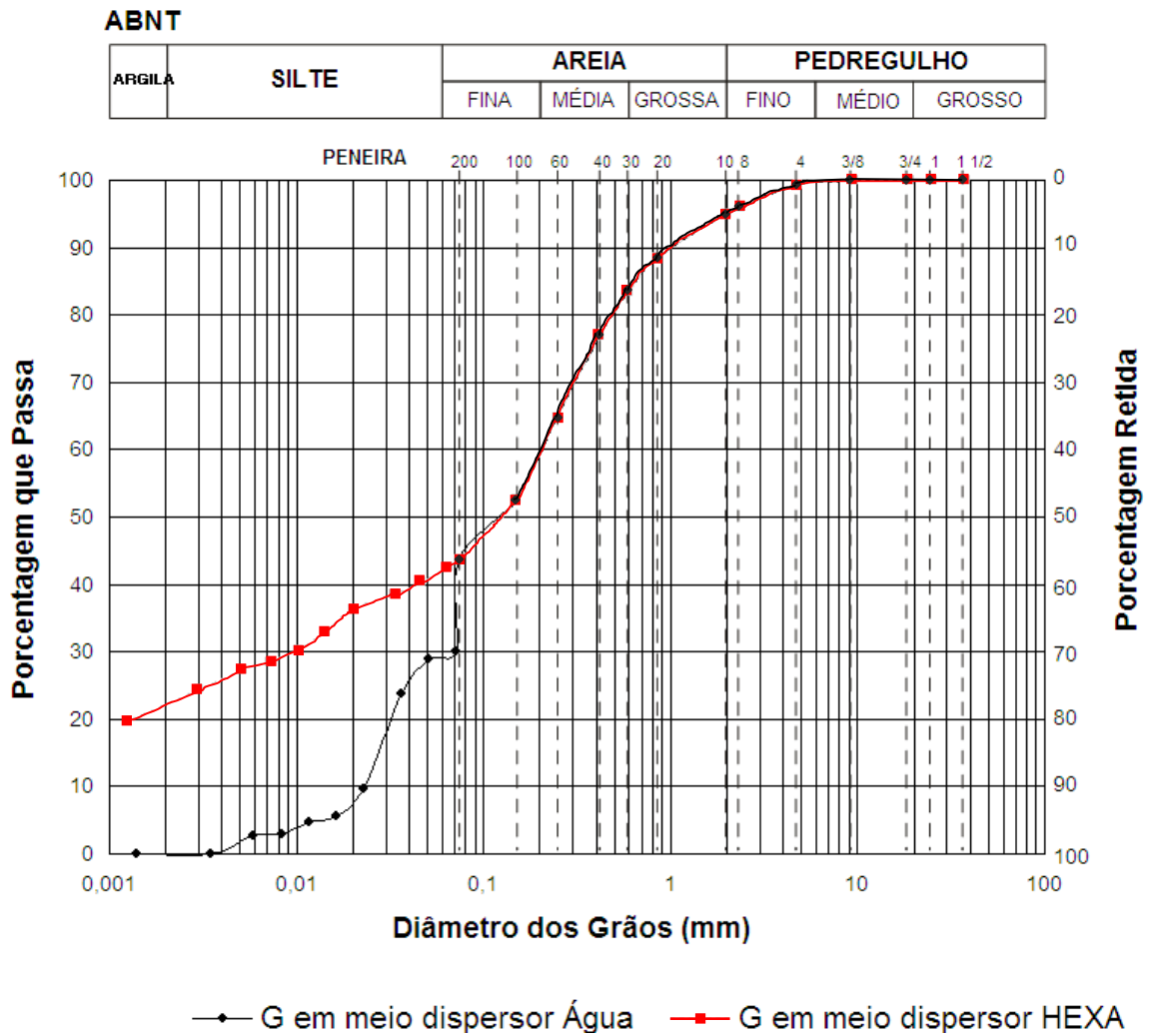


Figura 5.8 – Curvas granulométricas da amostra G.

Os ensaios de granulometria da amostra H, representados nas curvas granulométricas da figura 5.9, indicaram uma quantidade de 75% de argila e silte quando empregado defloculante no meio dispersor e de 41% quando o meio dispersor era apenas de água destilada.

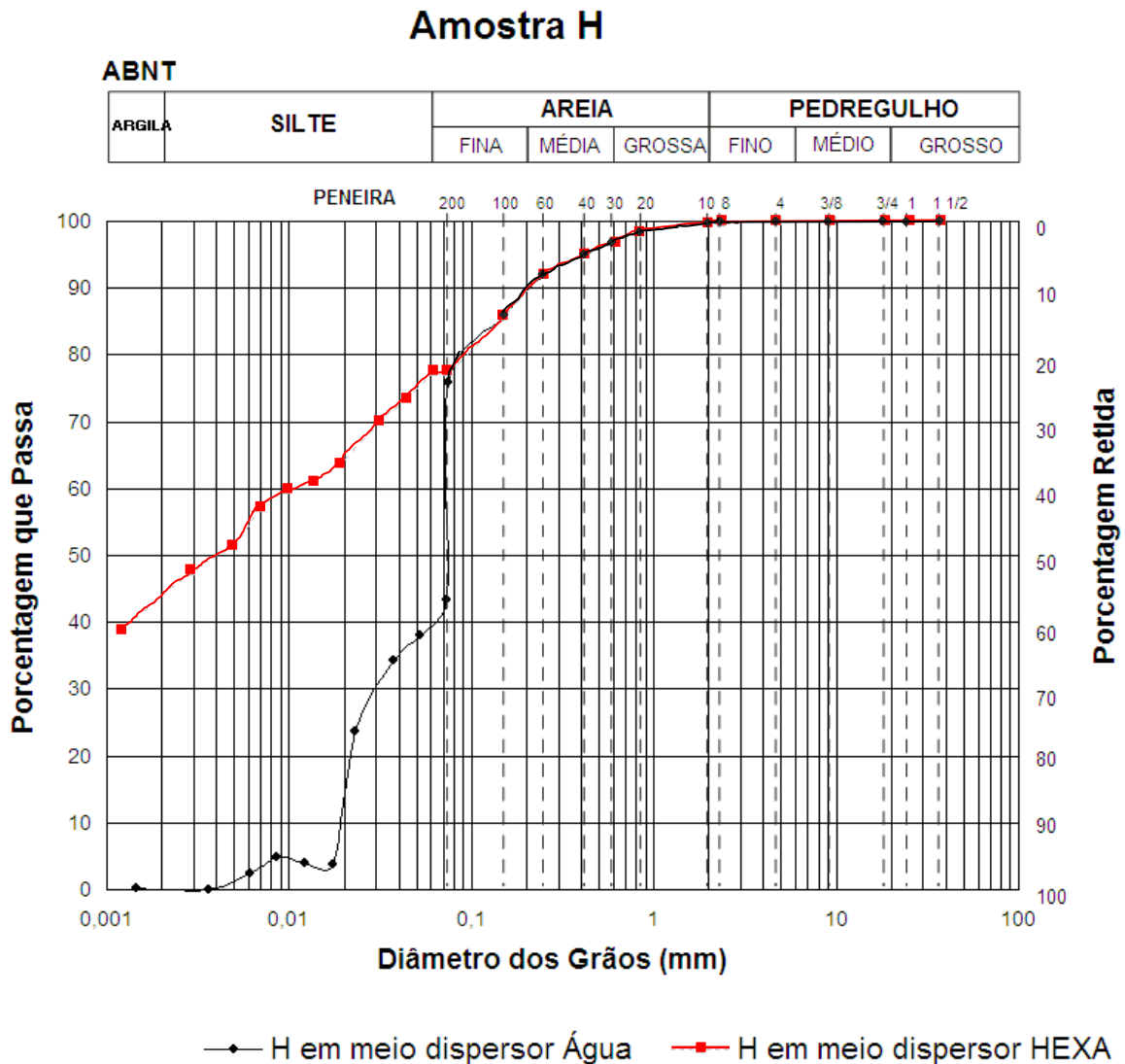


Figura 5.9 – Curvas granulométricas da amostra H.

Após a realização dos ensaios granulométricos e feita a comparação entre as amostras em que foi utilizado o defloculante, com as amostras em que essa substância não foi usada, observou-se que o percentual médio de finos (argila e silte) é de 55% nas amostras em que o defloculante foi empregado e de 31% nas amostras cujos ensaios foram realizados em meio dispersor composto, apenas, por água destilada, evidenciando que aquela substância desagrega a macroestrutura do solo proveniente da cimentação das partículas finas por óxidos e hidróxidos de ferro e dos demais agentes flocculantes. Os valores obtidos são apresentados na tabela 5.1.

O motivo de as curvas granulométricas das 8 amostras apresentarem um grande “salto” na peneira de malha 200, em que a água é usada como meio dispersor, é a diferença de metodologia empregada no ensaio (o peneiramento é mecânico e a sedimentação baseia-se na Lei de Stokes). O “salto” ocorre porque a interpretação da análise de sedimentação se baseia na lei de Stokes, mas as hipóteses não correspondem exatamente ao comportamento das partículas de solo, principalmente quando estão floculadas. Assim sendo, como na sedimentação as amostras analisadas nos ensaios sem defloculante estão floculadas, o ajuste da curva não é apropriado.

5.1.1.2 Granulometria Comparativa – Remoção de Sais

A fim de comparar as frações granulométricas dos sedimentos perante a presença de sais solúveis foi realizada a remoção desses sais da amostra D, visto que esta é a única amostra que não sofreu influência de material de cobertura. Desta forma, foram comparados os resultados dos ensaios da amostra D *in natura* (amostra que não sofreu processo de retirada dos sais) com a amostra D após a remoção dos sais. Vale ressaltar que em ambos os casos foi utilizado defloculante.

Pôde ser observado que, com a retirada dos sais, a fração fina dos sedimentos aumentou em 17%, passando de 70% para 82%, o que demonstra a ação floculante desta substância (tabela 5.2).

Tabela 5.2 – Percentual das razões granulométricas presentes na amostra D antes e após a remoção dos sais.

Amostra	Percentual das frações					
	argila	silte	areia			pedregulho
			fina	média	grossa	
D <i>in natura</i>	39	31	16	08	06	00
D após a remoção de sais	48	34	07	07	04	00

Os resultados obtidos para os ensaios granulométricos efetuados na amostra D *in natura* e após a remoção dos sais possibilitou a feitura de suas curvas granulométricas (figura 5.10). Diferentemente das análises granulométricas comparativas com e sem o uso de defloculante, onde há variação, apenas, nos sedimentos de granulometria fina, a remoção de sais interfere em todas as frações granulométricas (sedimentação e peneiramento).

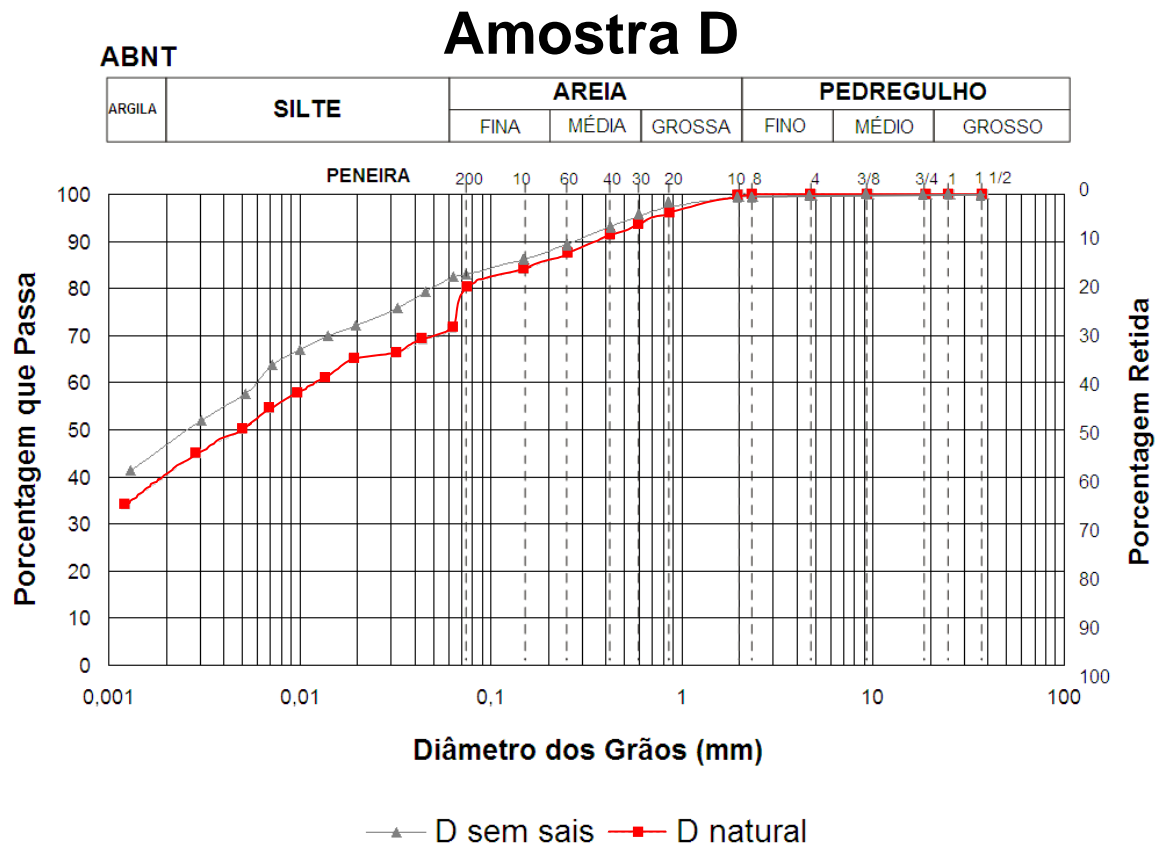


Figura 5.10 – Curvas granulométricas da amostra D após a remoção dos sais (D sem sais) e *in natura* (D natural), ambas com defloculante.

Durante o processo de retirada de sais da amostra D, enquanto o material era lavado, os cloretos foram removidos mais rapidamente que os sulfatos, visto que o sobrenadante parou de reagir com o nitrato de prata, continuando a reagir, por mais algumas vezes, durante o processo de lavagem, com o cloreto de bário.

5.1.2 Massa Específica dos Sólidos (ρ_s)

Os dados obtidos nos ensaios apresentaram valores entre $2,47\text{g/cm}^3$ e $2,66\text{g/cm}^3$ (tabela 5.3), com uma média de $2,58\text{g/cm}^3$. Esses resultados têm relação com a mineralogia dos sedimentos estudados. Os valores superiores são reflexos dos materiais quartzosos e os mais baixos refletem a presença de matéria orgânica (tabela 5.3).

Tabela 5.3 – Massas específicas dos grãos e teor de matéria orgânica.

AMOSTRA	A	B	C	D	E	F	G	H
ρ_s (g/cm^3)	2,47	2,57	2,62	2,55	2,63	2,66	2,64	2,54
Matéria Orgânica (%)	5,50	2,56	3,60	6,88	2,06	0,78	1,56	3,61

É possível observar, na tabela 5.3, ao comparar os valores das massas específicas das amostras com o percentual de matéria orgânica contido em cada uma delas, que há uma tendência em, quanto maior o percentual de matéria orgânica, menor o valor da massa específica dos grãos.

5.1.3 Limites de Atterberg

A seguir são apresentados os valores dos limites de liquidez (LL), limites de plasticidade (LP) e os índices de plasticidade (IP) das oito amostras analisadas (tabela 5.4).

Tabela 5.4 – Índices de Atterberg das amostras.

AMOSTRA	A	B	C	D	E	F	G	H
LL	58	46	55	72	43	28	36	55
LP	33	25	23	37	19	21	20	33
IP	25	21	32	35	24	07	16	22

É possível observar que o índice de plasticidade de praticamente todas as amostras é igual ou superior a 15, o que significa dizer que os sedimentos são altamente plásticos (JENKINS *apud* CAPUTO, 1988) e compressíveis, de acordo com plotagem dos valores do índice de plasticidade e do limite de liquidez, obtidos das amostras, na Carta de Plasticidade (figura 5.11). De acordo com Terzaghi (1943), quanto maior for o limite de liquidez de um solo, mais compressível ele será, tendendo a sofrer recalques.

A tabela 5.5 apresenta os índices de compressão (Cc) de cada amostra, calculados de acordo com a equação 4.2. O sedimento coletado do ponto D (amostra que não sofreu “contaminação” do material de empréstimo utilizado como cobertura) é o que possui o maior limite de liquidez, conforme pode ser observado na Carta de Plasticidade (figura 5.11) para a classificação dos solos finos SUCS (VARGAS, 1978) e, conseqüentemente, maior o índice de compressão.

Tabela 5.5 – Índices de compressão dos sedimentos.

Amostra	A	B	C	D	E	F	G	H
Cc	0,432	0,324	0,405	0,558	0,297	0,162	0,234	0,405

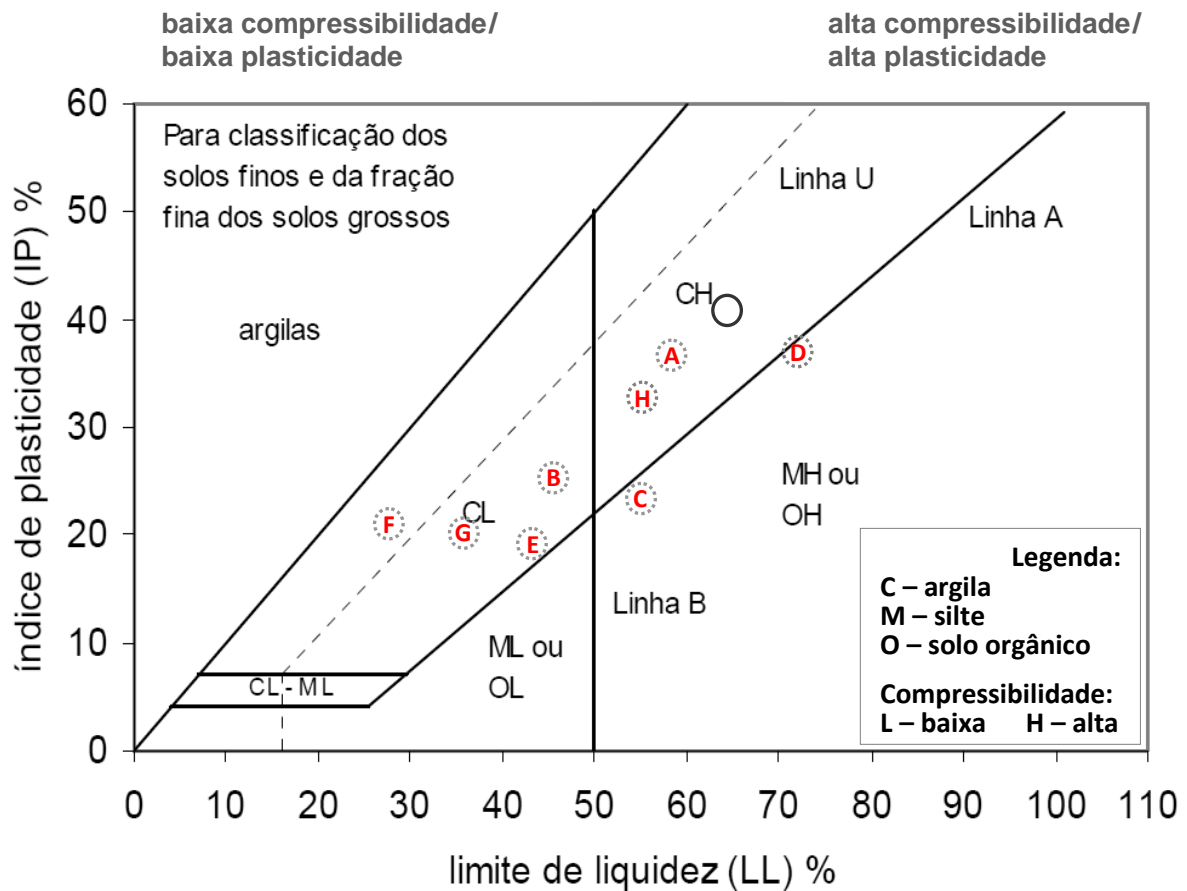


Figura 5.11 – Localização das amostras na Carta de Plasticidade para a classificação dos solos finos pelo SUCS (VARGAS, 1978).

Para a classificação dos solos finos (argila e silte), segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos (VARGAS, 1978), ao utilizar-se a carta de plasticidade, nota-se que o material é considerado como CH ou CL, demonstrando que os materiais são classificados como argilosos variando de alta a baixa compressibilidade, conforme localização dos sedimentos plotados (figura 5.11). Dessa forma a amostra D é composta por um material argiloso de média a alta compressibilidade.

5.1.4 Índice de Atividade de Skempton

Os ensaios realizados nas oito amostras – em todas foi utilizado defloculante – mostraram como resultados (tabela 5.6), que metade das amostras (quatro) apresenta IA_s inferior a 0,75, indicando que são sedimentos que contêm argilas inativas. Nas outras quatro amostras o IA_s se encontra entre 0,75 e 1,25, sendo as

argilas presentes nos sedimentos classificadas como normais. Não há, nos sedimentos analisados, argilas muito ativas (IA_s superior a 1,25).

As argilas são consideradas inativas quando seu IA_s é inferior a 0,75; apresentam IA_s normal quando este se encontra entre 0,75 e 1,25; e são consideradas ativas quando o IA_s é superior a 1,25.

Os resultados obtidos indicam que a amostra que apresenta o IA_s mais elevado é a amostra D (amostra que não possui mistura de material de empréstimo), indicando que o material descartado na APA apresenta IA_s normal.

Tabela 5.6 – Índice de atividade das amostras.

AMOSTRA	A	B	C	D	E	F	G	H
IP	25	21	32	35	24	07	16	22
% de argila	57	28	39	39	28	14	22	43
IA_s	0,44	0,75	0,82	0,90	0,86	0,50	0,73	0,51

5.2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

Os resultados dos ensaios realizados para a determinação do potencial hidrogênico, de carbono orgânico e enxofre e das análises químicas são apresentados a seguir.

5.2.1 Potencial Hidrogênico

A tabela 5.7 apresenta os resultados obtidos do pH em água, em KCl e também do ΔpH para as amostras dos sedimentos estudados, segundo a EMBRAPA (1999).

Tabela 5.7 – Valores dos pHs e ΔpH s das amostras.

Amostra	A	B	C	D	E	F	G	H
H ₂ O	3,8	3,5	3,4	3,5	4,1	3,4	4,4	3,5
KCl	3,4	3,2	3,0	3,0	3,6	3,0	3,9	3,2
ΔpH	- 0,4	- 0,3	- 0,4	- 0,5	- 0,5	- 0,4	- 0,5	- 0,3

À exceção da amostra G, para pH em água, todos os valores são inferiores a 4,3, tanto para pH em água como para em KCl, indicando que o material despejado na área é extremamente ácido, o que reduz a mobilidade do cromo, que é mais elevada quando o pH do meio é neutro (LECKIE et al., 1980).

Os valores de ΔpH obtidos indicam que estes sedimentos têm predominância de cargas superficiais negativas, adsorvendo, portanto, maiores quantidades de cátions do que de ânions.

5.2.2 Carbono Orgânico e Enxofre

O teor máximo de carbono orgânico total (COT) encontrado em todas as amostras analisadas foi de 3,98% (amostra D), o que significa que o percentual de matéria orgânica nos sedimentos, calculado pela equação 4.6, é de 6,88%. Como o valor de alerta é de 10%, segundo a resolução CONAMA 344 (2004), não há a possibilidade de haver riscos ao ambiente causado pelo incremento da matéria orgânica contida nos sedimentos dragados dispostos.

Os resultados de carbono orgânico total e teor de matéria orgânica podem ser observados na tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Teores de carbono orgânico e matéria orgânica.

Amostra	A	B	C	D	E	F	G	H
% de Carbono Orgânico Total	3,18	1,48	2,08	3,98	1,19	0,45	0,90	2,09
% de Matéria Orgânica	5,50	2,56	3,60	6,88	2,06	0,78	1,56	3,61

Pelo fato de todas as amostras apresentarem teor de carbono orgânico total inferior a 8%, o material constituinte do solo não é considerado, segundo EMBRAPA (1999), material orgânico, mas sim material mineral com matéria orgânica. A presença dessa matéria orgânica confere algumas peculiaridades ao material, como a contração nos sedimentos, conforme pode ser observado na figura 4.5, reforçada pela presença secundária de esmectita (resultados obtidos em ensaios mineralógicos).

A amostra D apresenta a maior quantidade de enxofre dentre as amostras analisadas.

Tabela 5.9 – Teor de enxofre nas amostras analisadas.

Amostra	A	B	C	D	E	F	G	H
% de Enxofre	0,09	0,22	0,23	0,72	0,04	0,03	0,07	0,15

5.2.3 Análises Químicas

Os resultados dos ensaios obtidos para as análises químicas foram divididos em duas partes, sendo apresentados nesta ordem: análise química total por fluorescência de raios-x e análise dos metais pesados.

5.2.3.1 – Análise Química Total por Fluorescência de Raios-X

Ao comparar-se o percentual dos diversos óxidos encontrados nas análises dos resíduos despejados na APA com os presentes na crosta terrestre (tabela 5.10), de acordo com Clarke (1908), pode se verificar que a composição química de ambos é semelhante. A diferença de valores, considerável, apresentada nos óxidos de alumínio, magnésio, sódio e cálcio entre o rejeito e os presentes na crosta terrestre pode ser explicada devido ao fato de o segundo se basear em toda a crosta, considerando as crostas continental e oceânica, sendo que esta possui valores bem mais elevados em Mg, Na e Ca. Já os sedimentos analisados são derivados de rochas presentes na crosta continental, mais pobres nesses elementos e ricos em alumínio. É interessante citar que nos rejeitos foram encontrados traços de Mn, Rb, Sr, Y e Nb.

Tabela 5.10 – Resultados da análise química por fluorescência de raios-x na amostra D.

Óxidos encontrados na Análise Química (em %)											
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	TiO ₂	Na ₂ O	CaO	P ₂ O ₅	SO ₂	ZrO ₂
Rejeito ¹	49,651	22,922	4,210	1,284	0,741	0,556	0,479	0,373	0,233	0,101	0,050
Rejeito ²	61,559	28,418	5,219	1,592	0,919	0,689	0,594	0,462	0,289	0,125	0,062
Crosta ³	59,71	15,41	6,15 ⁴	2,80	4,36	0,60	3,55	4,90	0,22	---	---

¹considerando a perda ao fogo (LOI), que foi de 19,43%

²desprezando a LOI

³composição média da crosta Terrestre segundo Clarke (1908)

⁴Fe₂O₃ + FeO

5.2.3.2 Análise dos Metais Pesados

O método de abertura empregado para a análise química dos metais pesados no bota-fora (plasma) possibilitou a abertura total das amostras. Com isso foi possível identificar que os rejeitos estão contaminados com quantidades de cromo acima do nível 2 de referência estabelecido pela Resolução CONAMA 344 (2004), podendo oferecer risco de contaminação à biota. As concentrações dos elementos

analisados contidos nos sedimentos dragados estão apresentadas na tabela 5.11. Nota-se que, exceto o cromo, cujos valores ultrapassaram, em 4%, o nível 2 estabelecido pela Resolução CONAMA 344 (2004), nenhum outro elemento oferece risco de contaminação, não alcançando o nível 1. É importante citar que o nível 1 indica o limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota e o nível 2, o limiar acima do qual prevê-se provável efeito de contaminação à biota.

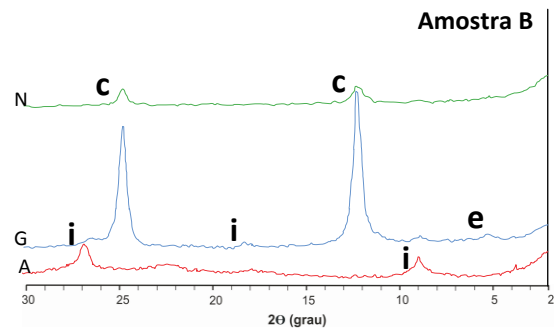
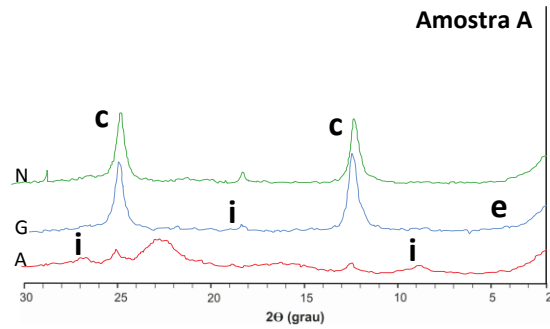
Tabela 5.11 – Relação entre a concentração dos metais pesados presentes nos sedimentos dragados e os valores orientadores estabelecidos pela CETESB (2005) e pelo CONAMA (344, 2004) e (420, 2009).

Poluentes	Valores dos sedimentos dragados	Valores orientadores para a qualidade dos solos (CETESB, 2005)	Valores orientadores para a qualidade dos solos (CONAMA 420, 2009)				Valores orientadores para sedimentos dragados (CONAMA 344, 2004)	
			Referência de Qualidade (mg/kg)	Prevenção (mg/kg)	Investigação Agrícola Imediata (mg/kg)	Investigação Residencial (mg/kg)	Investigação Industrial (mg/kg)	Referência de Qualidade (mg/kg)
	(mg/kg)					Nível 1	Nível 2	
Cádmio (Cd)	< 0,06 (<10% do Nível 1)	< 0,5	1,3	3	8	20	0,6	3,5
Chumbo (Pb)	19,00 (54% do Nível 1)	17	72	180	300	900	35	91,3
Cobre (Cu)	26,30 (73% do Nível 1)	35	60	200	400	600	35,7	197
Cromo (Cr)	93,80 (4% acima do Nível 2)	40	75	150	300	400	37,3	90
Mercúrio (Hg)	0,16 (95% do Nível 1)	0,05	0,5	12	36	70	0,17	0,486
Níquel (Ni)	8,60 (48% do Nível 1)	13	30	70	100	130	18	35,9
Vanádio (V)	40,2	275	----	----	----	----	----	----
Zinco (Zn)	114,00 (93% do Nível 1)	60	300	450	1000	2000	123	315

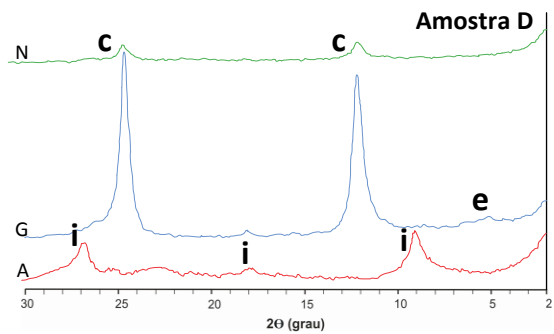
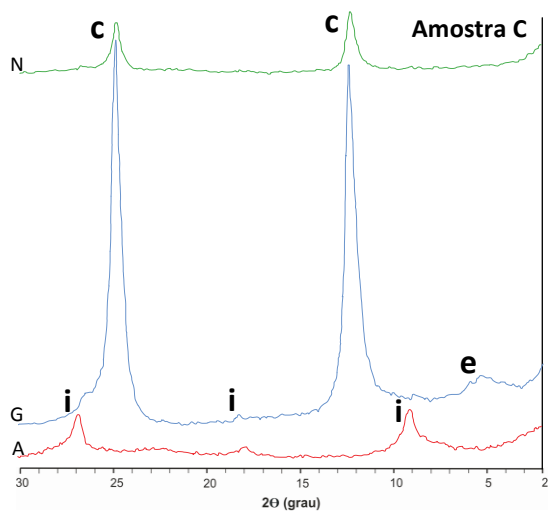
- não existe risco de contaminação da biota
- risco pequeno de contaminação da biota
- risco muito alto de contaminação da biota

5.3 CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA

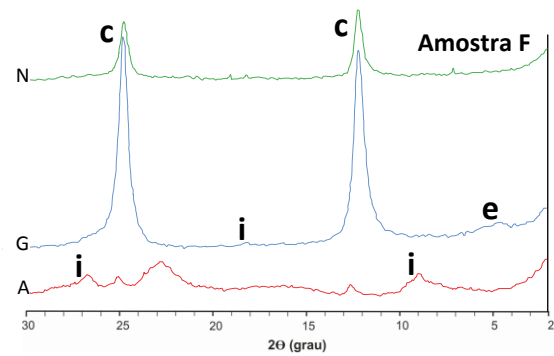
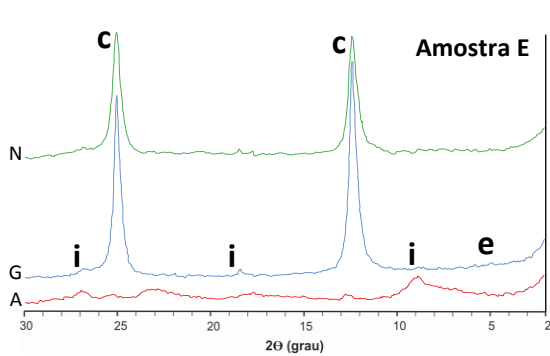
Os Resultados da difração de raios-X indicaram que a mineralogia das argilas é semelhante para todos os oito pontos analisados (figuras 5.12 a 5.19).



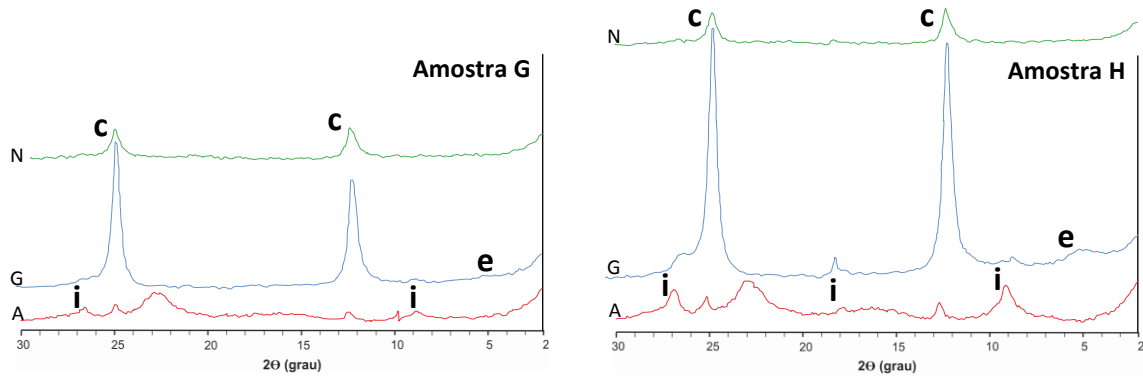
Figuras 5.12 e 5.13 – Difratoformas das amostras A e B.



Figuras 5.14 e 5.15 – Difratoformas das amostras C e D.



Figuras 5.16 e 5.17 – Difratoformas das amostras E e F.



Figuras 5.18 e 5.19 – Difratomogramas das amostras G e H.

As amostras aquecidas são apresentadas nos difratogramas por curvas vermelhas e pela letra **A**; as amostras glicoladas estão representadas por curvas azuis e letra **G**; e as amostras naturais (que não sofreram qualquer tipo de tratamento) estão em curvas verdes e letra **N**. Os picos dos argilominerais caulinita, esmectita e ilita aparecem nas figuras, respectivamente, com as letras **c**, **e** e **i**.

A tabela 5.12 apresenta a altura dos picos dos difratogramas e a composição percentual relativa entre os três argilominerais encontrados, que podem ser melhor visualizados na figura 5.20.

Essa maior proporção de caulinita nos sedimentos é uma expressão do clima local conforme citado na revisão bibliográfica, demonstrando uma forte atuação do intemperismo químico, devido a temperaturas e umidade elevadas.

Tabela 5.12 – Mineralogia das argilas - altura do pico (cm) e proporção relativa (%) de cada argilomineral presente nas amostras.

Amostra	Caulinita		Iilita		Esmectita	
	Altura do pico (cm)	Proporção Relativa (%)	Altura do pico (cm)	Proporção Relativa (%)	Altura do pico (cm)	Proporção Relativa (%)
A	11,00	95,0	0,20	2,0	0,35	3,0
B	10,00	92,0	0,20	2,0	0,65	6,0
C	5,35	92,0	0,20	3,5	0,25	4,5
D	11,90	91,5	0,40	3,0	0,70	5,5
E	3,90	91,0	0,20	4,5	0,20	4,5
F	7,90	93,0	0,30	3,5	0,30	3,5
G	18,50	91,5	0,30	1,5	1,40	7,0
H	8,20	92,0	0,20	2,5	0,50	5,5

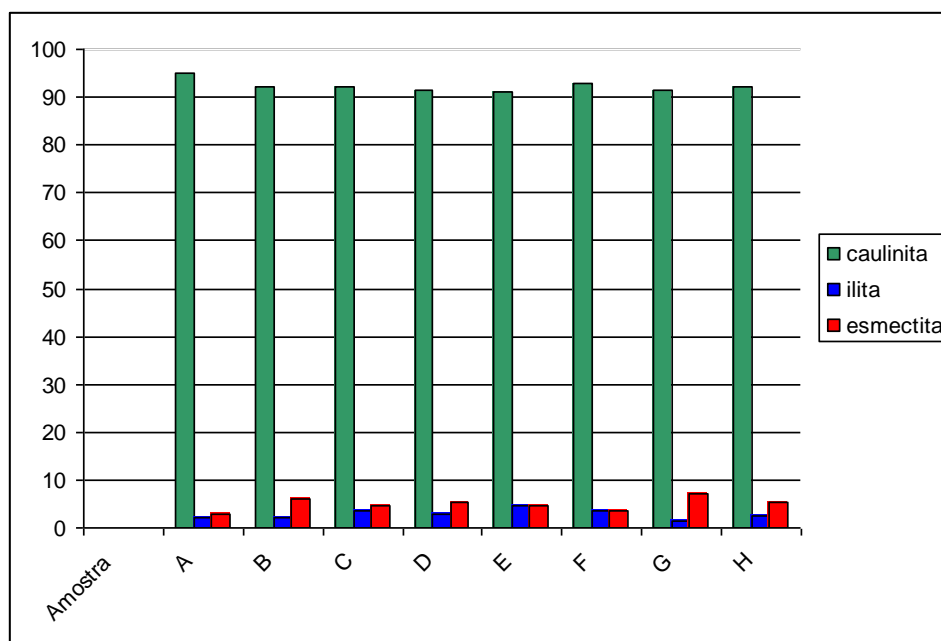


Figura 5.20 – Proporção relativa dos argilominerais presentes no botafora.

Comparando-se a quantidade de caulinita com os outros minerais de argila encontrados nas oito amostras ensaiadas, illita e esmectita (figura 5.20), observa-se que a primeira está sempre acima dos 90% do valor total relativo de argilominerais.

No que diz respeito ao comportamento geotécnico (mecânico) do material, observa-se que o predomínio de caulinitas, em princípio, conferiria estabilidade ao material, não apresentando problemas de expansão e contração, peculiares desse argilomineral.

Todavia, a presença marcante de matéria orgânica, conforme evidenciado nas figuras 1.1, 4.5 e 4.19 e na análise química realizada (percentuais em geral de 3 a 6%), como também a presença secundária de esmectitas, conferem algumas peculiaridades aos sedimentos do local. Observa-se contração dos sedimentos superficiais (figura 4.5) em resposta à variação de nível do lençol freático ao longo do perfil no decorrer do ano.

Como a área de estudos se situa entre duas colinas, formando um pequeno vale, o nível de água torna-se superficial em alguns momentos. Essa contração pode ocorrer devido à presença de esmectitas nos sedimentos, como observado nos difratogramas, além da grande quantidade de matéria orgânica, que absorve grandes quantidades de água sofrendo expansão. A elevada CTC da matéria orgânica e das esmectitas, comprovada pela literatura (200 a 400kmol/g), pode também favorecer uma maior retenção de metais pesados, diminuindo a mobilidade

desses metais e reduzindo a potencialidade de migração do contaminante ao ambiente.

5.4 CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

Após os ensaios, verificou-se (tabela 5.13) que, apesar de não ter ocorrido mortandade significativa de organismos em todas as doses testadas (valores máximos de 10%), houve perda de massa corporal, acima de 18%, em todos os lotes analisados (29% em média), indicando que as condições de sobrevivência nos resíduos extraídos dos corpos hídricos não são adequadas, fato este que permite classificar os resíduos, segundo a NBR 10004 (2004) como patogênicos (Classe I).

Tabela 5.13 – Perda de massa (%) dos oligoquetas nas diversas relações Solo Artificial Puro:sedimento dragado (SAp:sed.).

Relação - em % (SAp:sed.)	Nº da Réplica	Massa dos oligoquetas (g)	Nº de oligoquetas vivos	Peso Final dos oligoquetas (g)	Perda de Massa (%)	Perda de Massa Média (%)
SAp (100:0)	1	6,95	10	5,82	16,26	19,23
	2	7,41	10	5,94	19,84	
	3	7,41	10	5,81	21,59	
SA06 (94:6)	1	11,60	10	7,90	31,90	33,27 / 30,86 ¹
	2	10,35	9	6,71	35,17 / 27,92 ¹	
	3	11,48	10	7,72	32,75	
SA12 (88:12)	1	8,75	9	4,02	54,06 / 48,95 ¹	48,56 / 45,02 ¹
	2	8,44	9	4,19	50,35 / 44,84 ¹	
	3	8,12	10	4,77	41,26	
SA25 (75:25)	1	11,39	10	7,40	35,03	34,80
	2	11,50	10	7,43	35,39	
	3	11,89	10	7,85	33,98	
SA50 (50:50)	1	8,30	9	6,21	25,18 / 16,87 ¹	25,78 / 20,57 ¹
	2	8,20	9	5,42	33,90 / 26,59 ¹	
	3	8,22	10	6,72	18,25	
SA100 (0:100)	1	6,32	10	5,12	18,99	23,12
	2	5,76	10	4,70	18,40	
	3	6,10	10	4,15	31,97	

⁽¹⁾desconsiderando o indivíduo morto

Os fatores de bioconcentração (FBC) para cobre e zinco, inicialmente, nos solos artificiais, se apresentaram com valores superiores a 1 (tabela 5.14), indicando que, ao entrarem em contato com os oligoquetas, foram incorporados por eles, visto que são fundamentais para a sua sobrevivência, por isso esses organismos apresentam grande quantidade desses dois elementos. O cobre tem a função de transportar substâncias entre as células e os tecidos e o zinco é essencial para produzir o celoma, que é o tecido de preenchimento de seu “esqueleto”, funcionando como um esqueleto hidráulico, além de ser importante no metabolismo celular, no desenvolvimento, no crescimento e na regeneração dos seus tecidos (LUKKARI et al., 2005).

Tabela 5.14 – Concentração dos elementos no sedimento, nos oligoquetas e FBC.

		SAp	SA06	SA12	SA25	SA50	SA100
Pb	sedimento	13,00	13,36	13,72	14,50	16,00	19,00
	oligoqueta	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
	FBC	0,11	0,10	0,10	0,10	0,09	0,07
Cu	sedimento	6,80	7,97	9,14	11,68	16,55	26,30
	oligoqueta	11,3	5,3	7,8	7,6	7,4	7,8
	FBC	1,65	0,66	0,85	0,65	0,45	0,30
Cr	sedimento	7,20	12,40	17,59	28,85	50,50	93,80
	oligoqueta	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	FBC	0,03	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
Hg	sedimento	0,03200	0,03974	0,04748	0,06425	0,09650	0,16100
	oligoqueta	0,0273	0,0220	0,0415	0,0450	0,0565	0,0515
	FBC	0,85	0,55	0,87	0,70	0,59	0,32
Ni	sedimento	2,90	3,24	3,58	4,33	5,75	8,60
	oligoqueta	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	FBC	0,07	0,06	0,06	0,05	0,03	0,02
Zn	sedimento	48,60	52,52	56,45	64,95	81,30	114,00
	oligoqueta	83,25	62,90	67,80	57,30	58,00	56,70
	FBC	1,71	1,20	1,20	0,88	0,71	0,50

Desta forma, inicialmente quando entram em contato com o cobre e o zinco, os oligoquetas não os reconhecem como agentes tóxicos, estocando-os em seu organismo, para, quando precisarem, utilizarem.

Para chumbo, cromo, mercúrio e níquel, o FBC sempre é inferior a 1. Neste caso, o elemento ingerido não é incorporado pelos oligoquetas.

As figuras 5.21 a 5.26 apresentam a relação das concentrações de cada elemento no sedimento, no oligoqueta e o FBC com as doses de sedimentos.

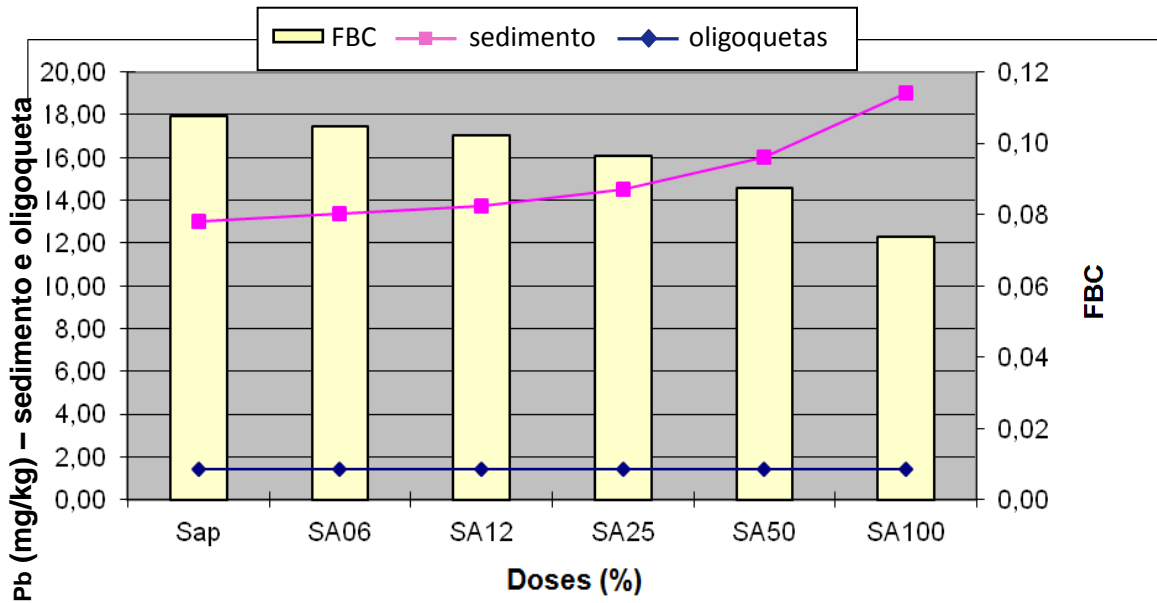


Figura 5.21 – FBC e concentração de chumbo nas diversas relações solo artificial / sedimento dragado e nos oligoquetas.

Os oligoquetas não necessitam de chumbo para manterem suas funções vitais, como pode ser notado através dos valores do FBC (figura 5.21), que são, para todas as doses, inferiores a 0,12.

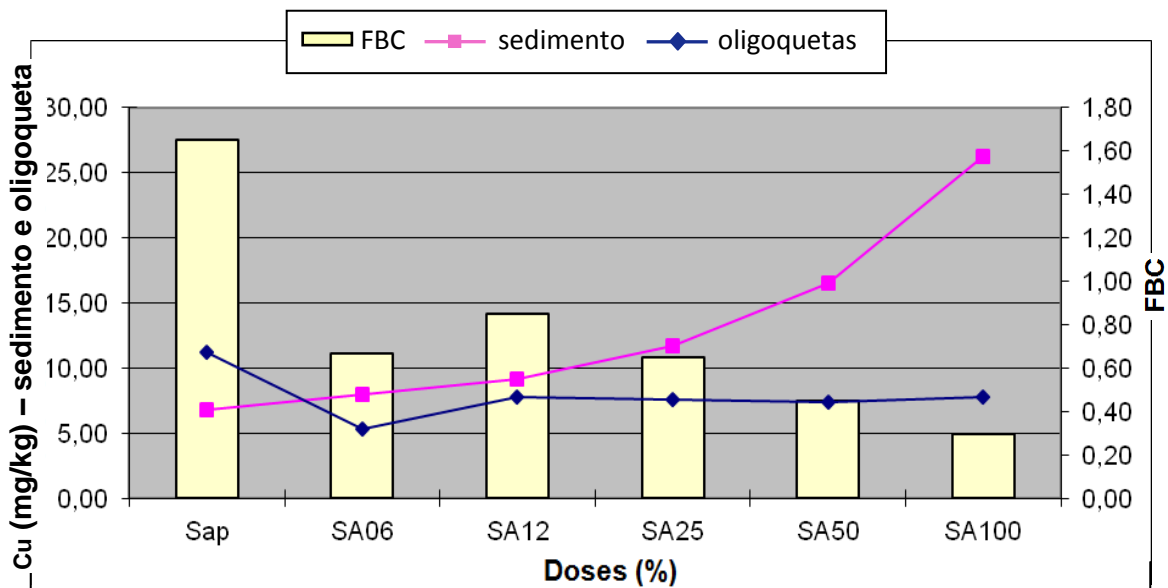


Figura 5.22 – FBC e concentração de cobre nas diversas relações solo artificial/ sedimento dragado e nos oligoquetas.

A figura 5.22 mostra que a concentração de cobre nos tecidos dos oligoquetas, inicialmente diminui, conforme aumenta o teor de sedimento dragado, para em seguida se estabilizar. Isso acontece pelo fato destes animais precisarem deste elemento para suas funções vitais.

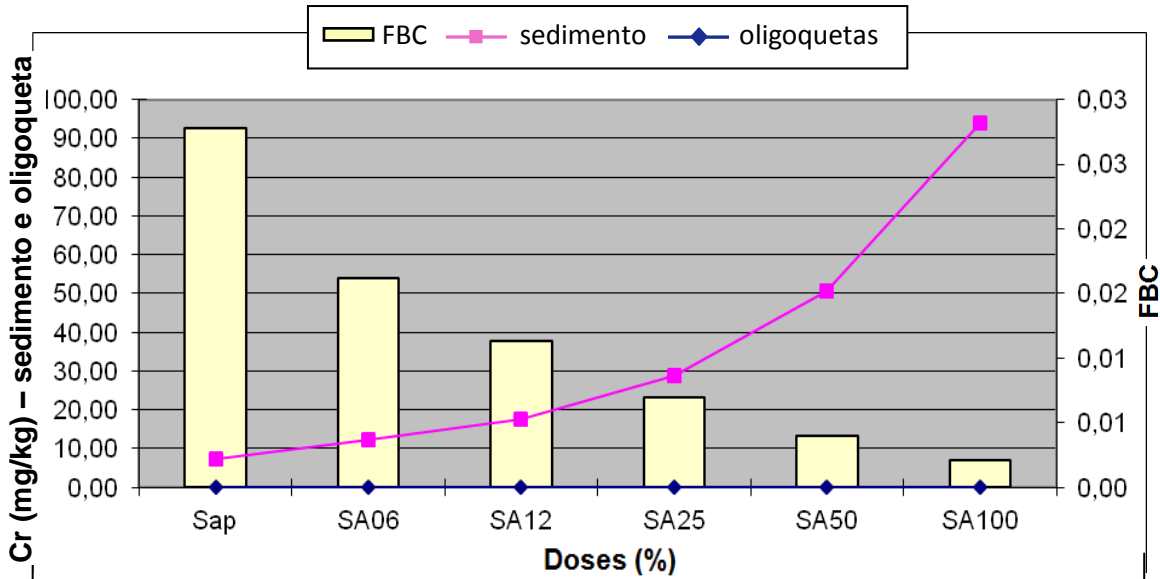


Figura 5.23 – FBC e concentração de cromo nas diversas relações solo artificial / sedimento dragado e nos oligoquetas.

Segundo Maleri et al. (2008) a absorção de cromo por oligoquetas da espécie *Eisenia fetida* pode ser considerada insignificante, indicando que este elemento não é acumulado. Como o cromo não tem função nenhuma para os oligoquetas, a sua concentração, nesses organismos, se mantém constante com qualquer teor de resíduo (figura 5.23), não os absorvendo, em nenhum momento.

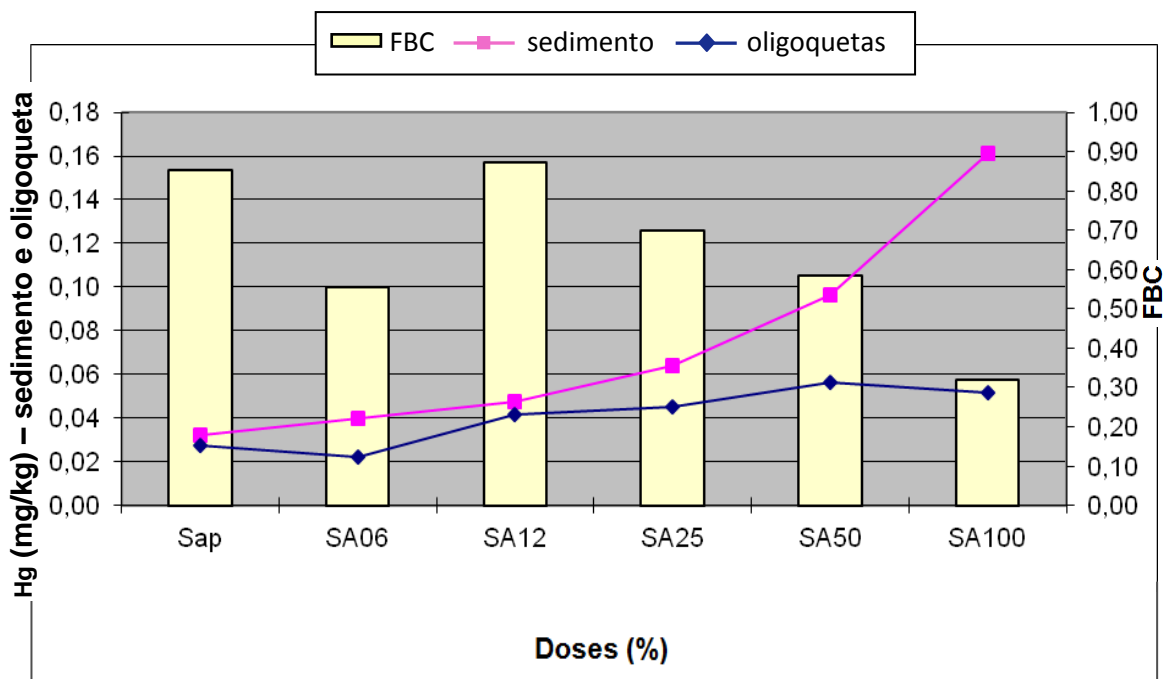


Figura 5.24 – FBC e concentração de mercúrio nas diversas relações solo artificial / sedimento dragado e nos oligoquetas.

Apesar de, inicialmente, os oligoquetas absorverem mercúrio, por precisarem de pequenas quantidades deste elemento para suas funções digestivas, metilando espécies divalentes de Hg em seus sistemas digestivos, por meio de bactérias redutoras de sulfatos (VEIGA; HINTON, 2010), eles não o bioacumulam (FBC sempre é menor que 1) (figura 5.24).

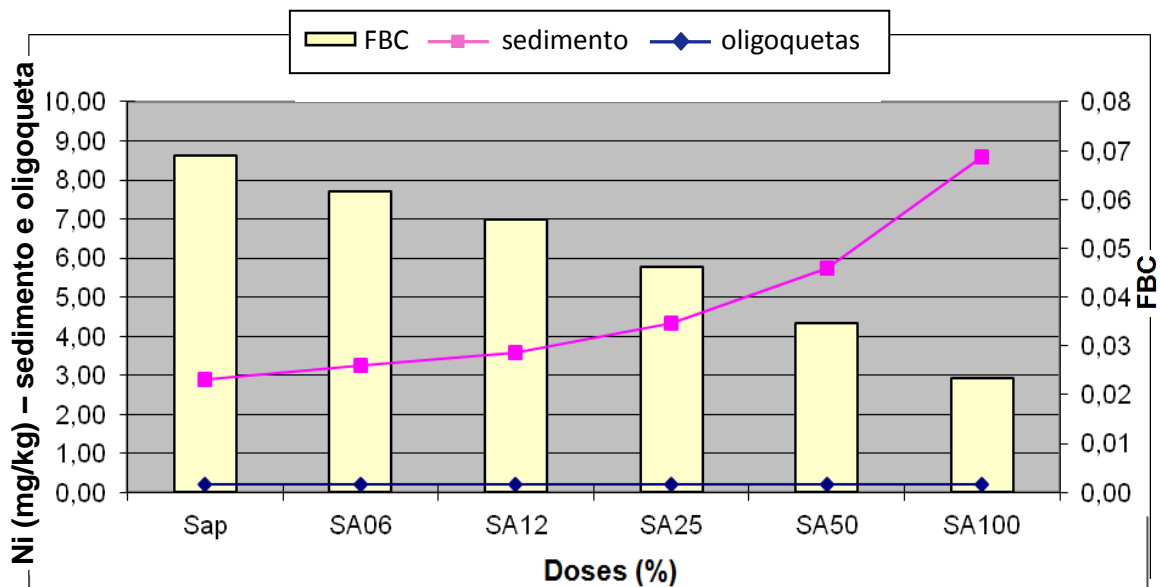


Figura 5.25 – FBC e concentração de níquel nas diversas relações solo artificial/ sedimento dragado e nos oligoquetas.

Assim como chumbo e cromo, os oligoquetas não precisam de níquel para sobreviverem. Desta forma o seu teor não se altera (figura 5.25) em nenhuma proporção solo artificial / sedimento dragado.

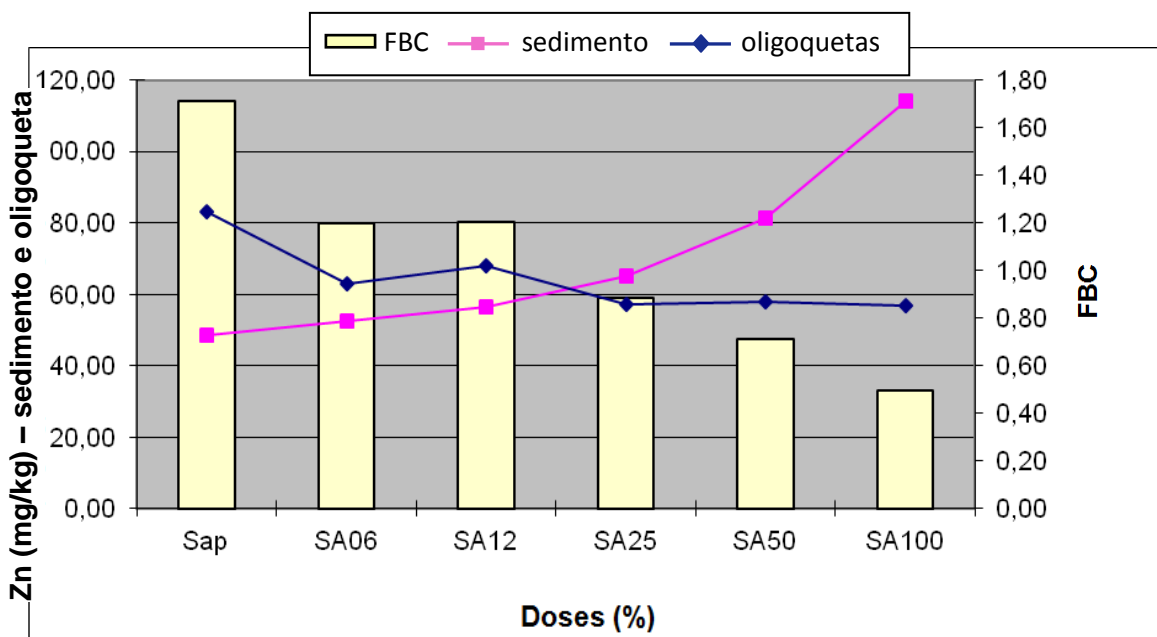


Figura 5.26 – FBC e concentração de zinco nas diversas relações solo artificial/ sedimento dragado e nos oligoquetas.

O zinco é fundamental para a sobrevivência destes organismos, conforme pode ser observado na queda dos valores deste elemento presente nos oligoquetas, que vão utilizando o zinco estocado (figura 5.26).

Outro indicador apresentado é o fator de contaminação (FC), também para as diversas proporções SA:sedimento. A tabela 5.15 apresenta os teores dos metais pesados para SA tratado com diferentes doses de sedimento dragado, variando de solo artificial puro (SAp) 100:0, onde o solo artificial não tem sedimento dragado misturado, até SA100, composto exclusivamente por sedimento dragado. Analisando-se, por exemplo, o cromo, o FC indica um incremento deste elemento, com SA100, superior a 13 vezes o valor do *background* após a adição dos sedimentos dragados, ou seja, $93,80 \div 7,20 = 13,03$ (FC = concentração do elemento na amostra \div concentração do elemento no solo puro).

Tabela 5.15 – Teores totais de metais pesados nos resíduos.

Relação – em % (SAp:sedimento)		SAp (100:0)	SA06 (94:6)	SA12 (88:12)	SA25 (75:25)	SA50 (50:50)	SA100 (0:100)
Pb (mg/kg)	Teor	13,00	13,36	13,72	14,50	16,00	19,00
	FC	–	1,03	1,06	1,12	1,23	1,46
Cr (mg/kg)	Teor	7,20	12,40	17,59	28,85	50,50	93,80
	FC	–	1,72	2,44	4,01	7,01	13,03
Cu (mg/kg)	Teor	6,80	7,97	9,14	11,68	16,55	26,30
	FC	–	1,17	1,34	1,72	2,43	3,87
Hg (mg/kg)	Teor	0,03	0,04	0,05	0,06	0,10	0,16
	FC	–	1,24	1,48	2,01	3,02	5,33
Ni (mg/kg)	Teor	2,90	3,24	3,58	4,33	5,75	8,60
	FC	–	1,12	1,24	1,49	1,98	2,97
Zn (mg/kg)	Teor	48,60	52,52	56,45	64,95	81,30	114,00
	FC	–	1,08	1,16	1,34	1,67	2,35
Solos artificiais (SA) tratados com diferentes doses de sedimento dragado (sed.), variando de SAp – solo artificial puro (100:0), com 100% de SA e sem sedimento, até SA100 – sedimento dragado “puro” (0:100), sem SAp e com 100% de sedimentos							

A tabela 5.15 apresenta também o teor total de cada elemento para as várias relações (misturas) de solo artificial (SA) e sedimento dragado. Apenas para o cromo, os níveis 1 (quando SA50) e 2 (quando SA100), indicados pelos retângulos amarelo e vermelho, respectivamente, estabelecidos pela Resolução CONAMA 344 (2004), são ultrapassados, significando que, o material pode oferecer risco de

contaminação à biota caso seja disposto, sem qualquer tipo de tratamento ou misturado (“diluído”), diretamente no ambiente (o correto é incinerá-los ou dispô-los de forma adequada em recipientes isolados ou em aterros sanitários).

De acordo com os resultados obtidos para o IGEO, todos os elementos se apresentam na classe 0, cuja intensidade da poluição é classificada como praticamente não poluído, exceto o mercúrio, que é cerca de 4 vezes maior que o encontrado no folhelho médio, com o seu índice de geoacumulação (IGEO) sendo de 1,42403, o que indica que o ambiente se encontra moderadamente poluído por este elemento (tabela 5.16), visto que a sua classe IGEO é 2 (MÜLLER, 1979).

Tabela 5.16 – Teores totais dos metais pesados nos resíduos, no folhelho médio e IGEO.

Elemento	Sedimento	Folhelho*	IGEO	Classe
Cd	0,06	0,3	- 1,7369	0
Pb	19,00	23	- 0,8606	0
Cu	26,30	39	- 1,1534	0
Cr	93,80	90	- 0,5253	0
Hg	0,161	0,04	1,4240	2
Ni	8,60	68	- 3,5681	0
Zn	114,00	120	- 0,6590	0

*folhelho médio padrão (background). O folhelho foi usado como referência já que é a rocha que mais se aproxima da composição química média das argilas encontradas na crosta terrestre.

5.5 LIXIVIAÇÃO

Os valores das concentrações de cromo, cobre e zinco em diversas diluições das soluções padrão, a fim de se encontrar a curva padrão do aparelho de absorção atômica, são apresentados na tabela 5.17. Os coeficientes de determinação da curva (R^2) estão bem ajustados. Vale citar que λ é a faixa ideal de leitura do elemento pelo aparelho de absorção atômica e que a solução em branco apresentou, para o cromo, uma “contaminação” de 0,002mg/l, fazendo necessário que fossem realizados ajustes nos teores de cromo, descontando-se esse valor.

Tabela 5.17 – Concentração dos elementos nas soluções padrão nas diversas diluições, nas soluções em branco e do coeficiente de determinação.

Elemento	Cromo	Cobre	Zinco
λ (nm)	357,9	324,8	213,9
Branco	0,002mg/l	-----	-----
0.2mg/l	-----	-----	0,032mg/l
0,6mg/l	-----	-----	0,101mg/l
1,0mg/l	0,016mg/l*	0,029mg/l	0,166mg/l
3,0mg/l	0,049mg/l*	0,097mg/l	-----
5,0mg/l	0,082mg/l*	0,163mg/l	-----
R ²	0,9996	0,9994	0,9999

* já descontado o valor da solução em branco

A seguir, foram identificados pelo aparelho de absorção atômica, os teores de cromo, cobre e zinco nos extratos lixiviados para 4, 8, 18, 24 e 48 horas, observando-se que os elementos analisados praticamente não foram lixiviados (tabela 5.18). No tempo previsto pela NBR 10005 (2004), que é de 18 horas, verifica-se que cromo e cobre não são lixiviados para o ambiente e que Zn é lixiviado 0,255 mg/l, quantidade insignificante segundo a resolução CONAMA 420 (2009). Assim sendo, esses três elementos não oferecem riscos de contaminação ao ambiente.

Tabela 5.18 – Concentração dos elementos nos extratos lixiviados, em diversos tempos.

Tempo (h)	Cr (sem diluição)	Cu (sem diluição)	Zn (diluição 1/5)
4	0,007 mg/l	0,040 mg/l	0,170 mg/l ¹
8	—	—	0,261 mg/l ¹
18	—	—	0,255 mg/l ¹
24	0.001 mg/l	—	0,251 mg/l ¹
48	0.002 mg/l	—	0,267 mg/l ¹
H ₂ O deionizada	—	—	—

¹ corrigido pelo aparelho (desconsiderar a diluição 1/5 necessária para a leitura do ensaio pelo equipamento)

Nota-se, na tabela 5.18, uma pequena variação dos valores de cromo em alguns tempos. Isso acontece, provavelmente, devido à heterogeneidade da mistura das amostras. Para o cobre, só foi observada lixiviação nas primeiras 4 horas.

Comparando-se os dados obtidos nos ensaios de lixiviação com os valores orientadores para águas subterrâneas, segundo a Resolução CONAMA 420 (2009) (tabela 5.19), observa-se que a concentração de nenhum dos metais analisados ultrapassa os valores estabelecidos, atingindo 14% do limite máximo, para o cromo, 2% para o cobre e 25% para o do zinco.

Tabela 5.19 – Relação entre as concentrações máximas dos elementos nos extratos lixiviados e os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420 (2009).

Metal	Quantidade (mg/l)	Valores orientadores para água subterrânea (CONAMA 420, 2009) (mg/l)
Cromo	0,007	0,050 ¹
Cobre	0,040	2,000 ¹
Zinco	0,267	1,050 ²

¹ padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (tabela 3)

² valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta resolução. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 518/2008 do Ministério da Saúde (tabela 5) e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no anexo I da Resolução CONAMA nº 396/2008

É importante frisar que a norma que estabelece a classificação de resíduos sólidos (NBR 10004, 2004), estabelece um limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação para o cromo. Esse valor não deve ultrapassar 5,0mg/l. O teor máximo encontrado na análise foi de 0,007mg/l (tabela 5.18), correspondendo, a apenas, 0,14% do limite estabelecido pela norma supracitada. Esta norma não apresenta parâmetros para o limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação para cobre e zinco.

6 CONCLUSÕES

A granulometria de sete das oito amostras, analisadas em ensaios sem o uso de defloculante, não apresenta a fração argila (na amostra F ela é encontrada, mas em apenas 1%). Porém, após a introdução desta substância, os grãos de argila que estavam em torrões, e, por isso, davam ao material um aspecto areno-siltoso, se desagregam, evidenciando o caráter mais argiloso do sedimento. Os sais também tendem a flocular o material. Com a sua remoção, os teores de argila nos resíduos aumentaram. Portanto, deve-se observar em análises de sedimentos dragados, que o método de análise granulométrica pode produzir dados diferentes, ou seja, a norma recomendada pode gerar resultados que, não necessariamente, espelham a situação de campo, já que os grumos de argila, do ponto de vista de adsorção, não se comportam como silte e areia, mas geotecnicamente, eles adquirem comportamento destas duas frações granulométricas de dimensões maiores.

Os resultados obtidos indicaram que o material dragado é plástico e compressível. Após receberem material de cobertura das jazidas próximas ao bota-fora, a plasticidade dos materiais amostrados diminui, conforme é possível observar na Carta de Plasticidade para a classificação dos solos finos pelo SUCS; o que significa dizer que, para reduzir esta característica do bota-fora descartado na APA, é necessário misturar tal material de empréstimo com o rejeito. Esta alta plasticidade está em função do IP.

A presença predominante de caulinita, no que diz respeito ao comportamento geotécnico do resíduo, confere, em princípio, boa estabilidade, visto que o material tende a não sofrer expansão, porém, a presença de matéria orgânica e de esmectita faz com que o bota-fora tenha tendência a sofrer contração. Este argilomineral indica que o material é suscetível à expansão. Dada a composição mineralógica do resíduo, a redução acentuada do teor de umidade tende a possibilitar o surgimento de trincas facilitando a percolação de águas superficiais e a consequente lixiviação de metais, tornando-os disponíveis para o lençol freático.

Os rejeitos estão contaminados com quantidades de cromo acima do nível 2 de referência estabelecido pela Resolução CONAMA 344 (2004), podendo oferecer risco de contaminação à biota. Todavia, os ensaios de lixiviação mostraram que é reduzida a disponibilização de metais pesados pelos resíduos. Desta forma, as baixas concentrações de cromo no extrato lixiviado associadas à presença de

elevados teores deste elemento nos rejeitos, permite inferir que o cromo se localiza prioritariamente nas estruturas dos sólidos que compõe o resíduo. Além disso, o pH do material é ácido, o que proporciona uma menor mobilidade do cromo. Essas condições confirmam a baixa concentração deste elemento no extrato lixiviado, indicando que, de acordo com a Resolução CONAMA 420 (2009), norma utilizada como referência para os ensaios de lixiviação, o bota-fora não apresenta problemas de contaminação à água subterrânea.

Os ensaios ecotoxicológicos mostraram que as condições de sobrevivência de organismos nos resíduos descartados não são apropriadas, visto que, apesar de, durante os ensaios, não ter havido mortes de oligoquetas em quantidades significativas, eles apresentaram considerável perda de massa corporal enquanto estiveram em contato com o material, caracterizando os rejeitos como patogênicos. Desta forma, os resíduos são classificados como de Classe I – perigosos, conforme a NBR 10004 (2004). Como o cromo, único elemento que ultrapassou o limite admissível, de acordo com a Resolução CONAMA 344 (2004), não é acumulado pelos oligoquetas, não foi possível identificar o vetor responsável pela perda de massa corporal dos indivíduos analisados.

Entende-se que, mesmo não tendo sido possível relacionar a composição química do resíduo com a perda de massa corporal dos oligoquetas frente aos testes ecotoxicológicos, não é aconselhável classificar um resíduo quanto à sua periculosidade, baseado exclusivamente em limites de concentração de elementos químicos e que a utilização de bioindicadores é altamente recomendável antes da disposição de resíduos no meio ambiente.

7 SUGESTÕES

Para uma melhor caracterização ecotoxicológica do material, outros bioindicadores devem ser utilizados.

Em caso de necessidade de utilização da área, para fins de construção civil, recomenda-se o acréscimo de materiais de empréstimo adequados misturando-os aos sedimentos descartados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Resíduos sólidos - classificação**. 2004. (NBR-10004).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos**. 2004. (NBR-10005).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Solo – Análise granulométrica**. 1984. (NBR - 7181).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Solo – Determinação do limite de liquidez**. 1984. (NBR-6459).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Solo – Determinação do limite de plasticidade**. 1984. (NBR-7180).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Solo – Grão de Solos que passam na peneira 4,8 mm – Determinação da massa específica densidade real dos grãos**. 1984. (NBR-6508).

ALAMINO, R. C. J. A utilização de lodo de esgoto como alternativa sustentável na recuperação de solos degradados: Viabilidade, avaliação e biodisponibilidade de metais. 2009. Tese (Doutorado em Geologia) – Programa de Pós-graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils. Glasgow: Backie: Academy & Professional, 368p., 1995.

ALMEIDA, F. F. M; CARNEIRO, C. D.R. Origem e evolução da Serra do Mar. Revista Brasileira de Geociências 28(2): p. 135-150, junho de 1998.

ALMEIDA, G. C. P. Apostila para caracterização física e classificação dos solos. Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia, Depto. de Transportes, 2005.

ANTUNES, F. S. Ensaios de caracterização geológica, pedológica e mineralógica de argila do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: IPR/DNER, 121p. Relatório de Pesquisa, 1978.

ARENZON, A.; PEREIRA NETO, T. J.; GERBER, W. Manual sobre toxicidade em efluentes industriais. FIERGS. Porto Alegre, 40p., 2011.

ASTM (American Society for Testing and Materials), 2004. Standard Guide For Conducting Laboratory Soil Toxicity Or Bioaccumulation Tests With The Lumbricid Earthworm *Eisenia fetida* and the Enchytraeid potworm *Enchytraeus albidus*. 2004.

ASTM (American Society for Testing and Materials), 2008. Standard Test Methods for Sulfur in the Analysis Sample of Coal and Coke Using High-Temperature Tube Furnace Combustion Methods. ASTM D 4239. 2008.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. Intoxicação e Avaliação da Toxicidade. In: CHASIN, A. A. M.; AZEVEDO, F. A. As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia, São Paulo: RIMA, cap. 5, p. 127-138, 2004.

BAXTER, J. C.; AGUIAR, M.; BROWN, K. Heavy metal and persistent organics at a sewage sludge disposal site. *Journal of Environmental Quality*, v. 12, p. 311-316, 1983.

BELFORD ROXO, Decreto nº 2789, de 9 de fevereiro de 2010.

BOIÇA, W. A. L. S.; CASTRO, J. W. A.; OLIVEIRA, M. D. B. G. Evidências dos Eventos Holocênicos de Transgressão e Regressão no Recôncavo da Baía de Guanabara na Região de Duque de Caxias – RJ. XIII Congresso de Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, III Encontro do Quaternário Sulamericano, 2011, Armação dos Búzios – RJ – Brasil.

BORGES, M. Extratabilidade do cádmio: influência de atributos de solos muito intemperizados em extratores convencionais e potencialidade de ácidos orgânicos de baixo peso molecular. 2002. 76p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiros, USP, Piracicaba.

BRASIL, Lei nº: 12305, de 2 de agosto de 2010.

BRYAN, R. B. The efficiency of aggregation index in the comparison of some English and Canadian soils. *Journal Soil Science*, v. 22, p. 166-178, 1971.

BURTON, D.T *et al.* Bioaccumulation of Total Mercury and Monomethylmercury in the Earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Water, Air and Soil Pollution*, v. 170, p. 37-54. 2006.

CAMARGO, O. A. Reações e Interações de Micronutrientes no Solo. 2006. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2006_3/micronutrientes/Index.htm>. Acessado em: 06/11/2011.

CAMOBRECO, V. J.; RICHARDS, B. K.; STEENHUIS, T. S.; PEVERLY, J. H. & McBRIDE, M. B. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science*, v. 161, p. 740-750, 1996.

CANADIAN COUNCIL (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Summary Tables. Winnipeg, Canada.

CAPUTO H.P. – Mecânica dos Solos e Suas Aplicações – volume 1, 1988, 6ª edição – Editora: Livros Técnicos e Científicos, Rio de Janeiro.

CASTRO NETO, P. P. Controle de resíduos sólidos industriais no Estado de São Paulo. *Limpeza Pública*, v. 24, n. 1, p.3-11, 1985.

CATANI, R. A.; GLORIA, N. A.; VITTI, G. C. Adsorção de Sulfato pelo Solo. *Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*. 1971. 28:234-245p.

CESAR, R. G. Metais Pesados em Solos e Sedimentos Fluviais em Antiga Área de Garimpo de Ouro em Descoberto (Minas Gerais): Uma Abordagem Biogeoquímica e Ecotoxicológica - Rio de Janeiro: UFRJ / IGeo, 2009.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). 2005. **Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acessado em: 10/11/2011.

CHANG, A. C.; WARNEKE, J. E.; PAGE, A. L. & LUND, L. J. Accumulation of heavy metals in sewage sludge treated soils. *Journal of Environmental Quality*, v.1 3, n. 1, p. 87-91, 1984.

CHAPMAN, P. M. Determining when contamination is pollution – Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International*, volume 33, issue 4, pages 492-501, 2007.

CLARKE, F. W. Analyses of rocks and minerals from the Laboratory of the United States Geological Survey, 1880 to 1908. USGS Bulletin No. 419. Department of the Interior United States Geological Survey, Government Printing Office. Washington, 1910.

COMPTON'S ENCYCLOPEDIA. **Compton's Interactive Encyclopedia**. Windows version 6.0, 1998. Compton's Home Library.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). 2004. **Resolução 344**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>>. Acessado em: 12 de novembro de 2011.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). 2005. **Resolução 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acessado em: 12 de novembro de 2011.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). 2009. **Resolução 420**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acessado em: 12 de novembro de 2011.

CONSÓRCIO ECOLOGUS-AGRAR. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Baía de Guanabara. Rio de Janeiro, out. 2005.

CORBI, J. J. *et al.* Diagnóstico Ambiental de Metais e Organoclorados em Córregos Adjacentes a Áreas de Cultivo de Cana-de-açúcar. Química Nova, v. 29, p. 61-65. 2006.

DE MOURA, M. C. S *et al.* Estudo multivariado de solos urbanos da cidade de Teresina. Depto. Química, Universidade Federal do Piauí, Teresina, PI. Química Nova, vol. 29, nº 3, p.429-435, 2006.

DEER, W. A., HOWIE, R. A. & ZUSSMAN, J. An introduction to the rock – forming minerals. London: Longman, 1992.

different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporroctodea caliginosa*) exposed to ultramafic soils. Applied soil ecology 38: 42-50, 2008.

DEPARTAMENTO DE RECURSOS MINERAIS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (DRM-RJ), MAPA GEOLÓGICO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO NA ESCALA 1:400.000, 1996.

DIRETORIA DE SERVIÇO GEOGRÁFICO (DSG). Folha CAVA da Carta do Brasil, Esc. 1:50000 (SF-23-Z-B-IV-1 / MI-2745-1), 1966.

DUFFUS, J. H. Heavy metals – A meaningless term? Pure and Applied Chemistry, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

DUNN, R. J. Hydraulic conductivity of soils in relation to the subsurface movement of hazardous wastes. 1983. Tese (PhD dissertation). University of California, Berkeley.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**, 1997. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ª Ed. 212p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**, 1999. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 412p.

FONSECA, A. C. Geoquímica dos solos, 1999. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R. G. M. (Orgs.) Erosão e Conservação de Solos. Conceitos, temas e aplicações. Bertrand Brasil: Rio de Janeiro. 1999.

FÖRSTNER, U. Contaminated Sediments. Lecture Notes in Earth Sciences, vol. 21. Springer, Heidelberg, v+157 pp, DM 32.00, 1989.

Fotografia Aérea Digital – Rio de Janeiro. BASE AEROFOTOGRAMETRIA E PROJETOS S.A. OBRA 913. Rio de Janeiro, julho de 2005. fotografias aéreas 23 cm x 23 cm. Escala 1:30 000. Fx.36, nº.1200.

FRANDALOSO, J. F. Eficiência de adubos fosfatados associados a enxofre elementar na cultura do milho. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2006.

GARCÉS, V. A. N. Características de deformabilidade e adensamento de alguns depósitos de argila mole no Rio de Janeiro, 1995. 195f. Dissertação de Mestrado, PUC-RJ, Rio de Janeiro, 1995.

GARCIA, M. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In: VLEK, P.L.G. et al. (Eds.). Ecology and Development Series, v. 19, Cuvillier Verlag Gottingen, 282 p. 2004.

GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. In: *Revista Ambiente*, v. 2, n. 2, p. 33-38, 1988.

GOMES, L. P.; NASCIMENTO, C. E. G.; COELHO, O. W.; ERBA, D. A.; VERONEZ, M. R.; FLECK, A.; WIEBUSH, F. Verificação de critérios técnicos utilizados para a seleção de áreas para disposição de resíduos sólidos urbanos. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre - RS. p.16.

GOOGLE EARTH (2010), *KML Gallery: Explore the Earth on Google*. Disponível em: <<http://earth.google.com/gallery/index.html>>. Acessado em 10 de dezembro de 2010.

GOOGLE EARTH (2011), *KML Gallery: Explore the Earth on Google*. Disponível em: <<http://earth.google.com/gallery/index.html>>. Acessado em 01 de julho de 2011.

GUERRA, T. Estudo da Contaminação Hidrogeoquímica Fluvial e sua Inserção na Avaliação Econômico-ambiental da Mineração de Carvão na Região do Baixo Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. 2000. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental),

Programa de Pós-graduação em Geoquímica Ambiental, Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo Demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br>>. Acessado em 17 de fevereiro de 2012.

INEA (Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro). Projeto Iguçu. (<http://www.inea.rj.gov.br/projetoiguacu/projeto.html> acessado em 31 de dezembro de 2011).

JACKSON, M. L. Soil Chemical Analysis - Advanced Course: 2nd ed., Publ. by author, Dept. Soil Science, Univ. Wisconsin, Madison, Wisconsin, 1969.

KÖPPEN, W., 1948, *Climatologia: con un Estúdio de los Climas de la Tierra*. Fondo de Cultura Económica, México, 466p.

LECKIE, J. O.; BENJAMIN, M. M.; HAYES, K.; KAUFMAN, G.; ALTMANN, S. 1980. Adsorption/coprecipitation of trace elements from water with iron oxyhydroxide. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA. CS-1513. Research Project 910.

LEPSCH, I.F. Solos, Formação e Conservação. Ed. Melhoramentos. Campinas, SP, 1982.

LINDSAY, W.L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L., ed. Micronutrients in agriculture. Madison: Soil Science Society of America, 1972. p.41-78.

LIU, X.; CHENGXIAO, H.; ZHANG, S. Effects of Earthworm Activity on Fertility and Heavy Metal Bioavailability in Sewage Sludge. *Environment International*, v. 31, p. 874-879. 2005.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. Fundamentos da química no solo. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2001. 182p.

LUKKARI, T. *et al.* Toxicity of Copper and Zinc Assessed with Three Different Earthworms Tests. *Applied Soil Ecology*. v. 30, p. 133-146. 2005.

MACIEL, C. B. Análises geotécnicas e hidrossedimentológicas de estradas não pavimentadas [dissertação] : estudo de caso da Fazenda Cerro Azul - Planalto Norte Catarinense / Camila Belleza Maciel ; orientador, Marciano Maccarini, co-orientador, Rafael Augusto dos Reis Higashi. – Florianópolis, SC, 2010.

MALERI, R.A.; REINECK, A.J.; REINECK, S.A.; Metal uptake of two ecophysiologicaly different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporroctodea caliginosa*) exposed to ultramafic soils. *Applied Soil Ecology*, v. 38: 42-50, 2008.

MALM, O. Estudo da poluição ambiental por metais pesados no sistema Rio Paraíba do Sul - Rio Guandu (RPS-RG) através da metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos. Rio de Janeiro, 1986. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1986.

MANN, S. S. & RITCHIE, G. S. P. 1993. The Influence of pH on the Forms of Cadmium in Four West Australian Soils. *Australian Journal of Soil Research*, v. 31: 255-270.

MARINS, R. V.; Santos, J. A.; Lopes, D. V. Identificação de Metais nos Sedimentos da Costa do Estado do Ceará. Programa de Zoneamento Ecológico-Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará. Relatório Técnico, Instituto de Ciências do Mar - UFC. 2005.

MARTINEZ, G. S. S. Estudo do comportamento mecânico de solos lateríticos da Formação Barreiras. Tese de Doutorado em Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 265p. 2003.

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

McBRIDE, M. B.; RICHARDS, B. K.; STEENHUIS, T; RUSSO, J. J. & SAUVÉ, S. Mobility and solubility of toxic metal and nutrients in soil fifteen year after hardwood forest. *Soil Science*, v. 162, n. 7, p. 487-500, 1997.

McKENZIE, R. M. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Australian Journal of Soil Research*, v. 18, p. 61-73, 1980.

MEKARU, T. & UEHARA, G. Anion adsorption in ferruginous tropical soils. *Soils Science American Proceedings*, Madison, 36(2):296-300, 1972.

MITCHELL, J. K. *Fundamentals of Soil Behavior*. New York: John Wiley and Sons. 1976.

MITCHELL, J.K. *Fundamentals of Soil Behavior*. John Wiley and Sons, 2a ed., Nova Iorque, p. 422, 1993.

MORGAN, R. P. C. *Soil Erosion and Conservation*. England: Longman Group. 298p. 1986.

MÜLLER, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderung seit. *Umschau* 79: 778-783, 1979.

NAHMANI, J.; HODSON, M.E.; BLACK, S. A Review of Studies Performed to Assess Metal Uptake by Earthworms. *Environmental Pollution*, v. 145, p. 402-424. 2007.

NASCENTES, R. *Estudo da Mobilidade de Metais Pesados em um Solo Residual Compactado*. (Doutorado). Viçosa: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, 2006. 153 p.

NEUHAUSER, E.F. *et al.* Toxicity of Metals to the Earthworms *Eisenia foetida*. *Biology and Fertility of Soils*. v. 1, p. 149-152. 1985.

ORTIGÃO, J. A. R. *Aterro experimental levado à ruptura sobre argila cinza do Rio de Janeiro*, 1980. 715p. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 1980.

PEREIRA NETO, J. T. Alguns aspectos sobre o estado da arte do gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 5., 1992, Lisboa: Silubesa. Anais. p. 397-418.

PINTO, C. S. *Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas*, 3ª edição. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 355p.

POLIVANOV, H. *Pedologia: notas de aula*. Apostila, Dept^o de Geologia, UFRJ, Rio de Janeiro, 1999.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELFORD ROXO. Apresentação: Caracterização do Território. Disponível em <[http:// www.belfordroxo.rj.gov.br](http://www.belfordroxo.rj.gov.br)>. Acessado em 31 de Agosto de 2010.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELFORD ROXO. Secretaria Municipal de Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente. Mapa Hipsográfico, Belford Roxo, 2000. Colorido. Escala 1:35 000.

RAMOS, W.E.S. *et al.* Extração Seqüencial de Hg em Sedimentos de Ribeirões do Quadrilátero Ferrífero – MG, Utilizados em Atividades Garimpeiras. *In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA*, 25, Poços de Caldas, 2002, CD-ROM.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; McCARTHY, L. S. Introduction to Aquatic Toxicology. *In: RAND, G. M. (ed). Fundamental of Aquatic Toxicology: effects environmental fate and risk assessment*. 2nd ed. Taylor and Francis, Washington DC, 1995.

REIS, T. C. Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl₂ e biossólido. 2002. 105p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba.

RITTER, E. Efeito da salinidade na difusão e sorção de alguns íons inorgânicos em um solo argiloso saturado. Tese de Doutorado. UFRJ/Coppe, 1998.

ROSSI, M.; MATTOS, I.F.A. Solos de Mangue do Estado de São Paulo: Caracterização Química e Física. *Revista do Departamento de Geografia*, 15, 2002, p.101-113.

SANTOS, P. S. Ciência e tecnologia das argilas. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1989. 408p.

SAYÃO, A. S. F. J. Ensaio de laboratório na argila mole da escavação experimental de Sarapuí, 1980. 201f. Dissertação de Mestrado, PUC-RJ, Rio de Janeiro, 1980.

SECRETARIA ESTADUAL DO AMBIENTE – RJ. O estado do ambiente: indicadores ambientais do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro: SEA, INEA, 2011.

SEMADS – SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO RIO DE JANEIRO. Gerenciamento Ambiental de Dragagem e Disposição do Material Dragado, Rio de Janeiro, RJ, 2002, 35p.

SHEPARD, F.P., 1954, Nomenclature based on sand-silt-clay ratios: *Journal of Sedimentary Petrology*, v. 24, p. 151-158.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T. ; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: C. V. ANDREOLI; M. VON SPERLING & F. FERNANDES (Ed.). Lodo de esgotos: Tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v.6, 2001. p. 69-121.

SILVEIRA, M. L. A. Extração sequencial e especiação iônica de zinco, cobre e cádmio em Latossolos tratados com biossólido. (Doutorado). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2002. 166 p.

SKEMPTON , A. W. Soil mechanics. In: *A geology for engineers* by F. G. H. Blyth, 260-276. London, Arnold, 1943.

SKEMPTON, A. W. The Colloidal Activity of Clays. 3rd International Conference Soil Mech found Eng. Switzerland, vol. 1, 1953.

SPANNENBERG, M. G. Caracterização geotécnica de um depósito de argila mole da Baixada Fluminense, Rio de Janeiro, 2003. Depto. de Eng^a Civil, PUC, Rio de Janeiro.

SVENDSEN, C.; WEEKS, J. M. Relevance and Applicability of a Simple Earthworm Biomarker of Copper Exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 36, p. 72-79. 1996.

THEISEN, A. A. E HARWARD, M. E. A paste method for preparation of slides for clay mineral identification by X-ray diffraction. *Soil Science of American Proceedings*, Madson, 1962, 26:90-91.

THERZAGHI, K. Theoretical Soil Mechanics. John Willey and Soons, New York, 1943.

TORRES, R. J. Uma análise preliminar dos processos de dragagem do porto de Rio Grande, RS. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) in Soils and Sediments. Ecological Risk Assessment Support Center. NCEA-C-1282 Las Vegas: Office of Research and Development, 2002.

VARGAS, M. Introdução à Mecânica dos Solos. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 510 p, 1978.

VEIGA, M. M.; HINTON, J. J. Methylation of mercury-organic compounds by earthworms. *In: International Conference on mercury as a global pollutant*, 6, Minamata, Japan, *Book of Abstracts*, 117p., 2010.

WILLIAMS, D. E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A. H. & COREY, J. E. Metal movement in sludge-amended soils: a nine-year study. *Soil Science*, v. 143, n. 2, p. 124-131, 1987.

YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O. & WARKENTIN, B. P. Principles of contaminant transport in soils. *Developments in geotechnical engineering 73*. The Netherlands: Elsevier Science, 1992. 327 p.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.; GOLDSTEIN, E. G. Toxicidade de efluentes industriais na Bacia do Rio Piracicaba. *In: Revista Ambiente*, v.2, n. 1, p. 39-42, 1988.

ZIMBRES, E. Dicionário Livre de Geociências. Disponível em: <<http://www.dicionario.pro.br>>. Acessado em 20 de junho de 2011.