



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS-PPGCIFA



**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO SOLO E DA ÁGUA NA
ÁREA DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM
HUMAITÁ-AM.**

BENONE OTÁVIO SOUZA DE OLIVEIRA

Manaus-AM

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS-PPGCIFA



BENONE OTÁVIO SOUZA DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO SOLO E DA ÁGUA NA
ÁREA DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM
HUMAITÁ-AM.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais - PPGCIFA da Universidade Federal do Amazonas - UFAM como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais. Área de concentração: Silvicultura.

Orientador: Dr. Carlos Alberto Franco Tucci

Co-orientador: Dr. Afrânio Ferreira Neves Júnior

Manaus-AM

2013

Ficha Catalográfica
(Catalogação realizada pela Biblioteca Central da UFAM)

O48a	Oliveira, Benone Otávio Souza de Avaliação dos impactos ambientais do solo e da água na área de disposição final de resíduos sólidos urbanos em Humaitá-AM / Benone Otávio Souza de Oliveira. - Manaus: UFAM, 2013. 90 f.; il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) — Universidade Federal do Amazonas, 2013. Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Franco Tucci Co-orientador: Dr. Afrânio Ferreira Neves Júnior 1. Resíduos sólidos 2. Contaminação do solo 3. Impactos ambientais 4. Água - Análise I. Tucci, Carlos Alberto Franco (Orient.) II. Neves Júnior, Afrânio Ferreira III. Universidade Federal do Amazonas IV. Título CDU (2007): 628.312.1(043.3)
------	---



Poder Executivo
Ministério da Educação
Universidade Federal do Amazonas
Faculdade de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Florestais e
Ambientais - PPGCIFA



PARECER
Defesa nº 133

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, da Faculdade de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Amazonas, após arguir do mestrando **BENONE OTÁVIO SOUZA DE OLIVEIRA**, em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado **"AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO SOLO E DA ÁGUA NA ÁREA DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM HUMAITÁ-AM"**, é de parecer favorável à aprovacao do mestrando habilitando ao título de Mestre "*Magister Scientiae*" em Ciências Florestais e Ambientais, na área de concentração em **CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS (CIFA)**.

Professor Doutor Carlos Alberto Franco Tucci
Professor da Faculdade de Ciências Agrária da Universidade Federal do Amazonas
Presidente da banca examinadora

Professor Doutor Afânio Ferreira Neves Júnior
Professor da Faculdade de Ciências Agrária da Universidade Federal do Amazonas
Primeiro examinador

Professor Doutor Aldecy de Almeida Santos
Professor do Instituto Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas
Segundo examinador

Manaus, 24 de abril de 2013.

Prof. Dr. Julio César Rodríguez Tello
Coordenador do Programa de Pós Graduação em
Ciências Florestais e Ambientais - PPG-CIFA



Dedico,

A Deus, minha família e a todos os meus amigos como uma demonstração de carinho, amor, agradecimento e recompensa por uma vitória tão difícil, mas que venci.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me concedido força diante de tantos problemas, desânimos e dificuldades que surgiram durante todo esse caminho. Muito obrigado, Senhor, por esse grande sonho ser realizado.

A toda minha família que viabilizou minha caminhada, fornecendo carinho, educação, amor, ética, apoio, incentivo e confiança em mim, indispensáveis para vencer os desafios que se apresentaram.

A alguém especial, pelo conforto e incentivo.

Aos meus amigos, pelo incentivo que proporcionaram durante o tempo em que estive afastado realizando este mestrado.

Aos Professores Doutores Carlos Alberto Franco Tucci e Afrânio Ferreira Neves Júnior, pela confiança e direção oferecidos durante a orientação de dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais pela oportunidade do egresso no mestrado, proporcionando uma maior interação na pesquisa científica.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, pela concessão de bolsa e pelo apoio a pesquisa no estado do Amazonas.

Aos professores do curso, pela dose de sabedoria dispensada para nós discentes.

A todos os amigos e colegas do mestrado, pela troca de experiências e também pelo incentivo mútuo durante o curso, muito importante para dar força e energia necessárias.

Aos meus amigos Amazonino Lemos de Castro e Keith Soares Valente pelo apoio e pela ajuda que sempre me deram quando precisei.

Aos meus amigos Douglas Curtarelli e Luciano Paes, aos familiares Bartolomeu Vitoriano de Oliveira, Francisco Oliveira da Silva, Bruna Maria Souza de Oliveira, Bartolomeu Souza de Oliveira Júnior por ser fazerem presentes durante a pesquisa de campo.

Agradeço a todos os que contribuíram, de forma direta ou indireta, para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE ABREVIATURAS.....	x
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. GERAL.....	3
2.2. ESPECÍFICOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS.....	4
3.1.1. Conceitos e Definições da Temática.....	4
3.1.2. Classificação dos resíduos sólidos urbanos.....	4
3.1.3. Geração e destinação final dos resíduos sólidos urbanos.....	6
3.1.4. Tratamento e controle dos resíduos sólidos urbanos.....	9
3.1.5. Problemas econômicos e sociais.....	11
3.2. FORMAÇÃO DE CHORUME.....	11
3.3. CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS.....	12
3.3.1. Principais metais pesados contaminantes.....	14
3.3.2. Efeito toxicológico dos metais pesados.....	17
3.4. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO.....	17
3.4.1. Propriedades físicas e químicas do solo.....	19
3.5. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR).....	21
3.6. EFEITO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS SOBRE OS CORPOS D'ÁGUA.....	21
3.6.1. Índice de Qualidade da Água (IQA).....	24
3.7. RESULTADOS DE ESTUDOS EM LIXÕES PELOS RESÍDUOS SÓLIDOS...	25
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1. CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO.....	29
4.2. AMOSTRAGEM DO SOLO.....	30
4.2.1. Análises físicas do solo.....	31

4.2.2. Análises químicas do solo.....	32
4.2.3. Análises de metais pesados no solo.....	32
4.3. ÍNDICE DA QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR).....	33
4.4. AMOSTRAGEM DE ÁGUA.....	33
4.4.1. Análise de águas.....	34
4.4.2. Índice de Qualidade da Água (IQA).....	35
4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	38
5.1. ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO.....	38
5.2. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO.....	44
5.3. METAIS PESADOS NO SOLO.....	51
5.4. ÍNDICE DA QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR).....	53
5.5. ANÁLISE DE ÁGUA.....	57
5.5.1. Índice de Qualidade da Água (IQA).....	61
6. CONCLUSÕES.....	63
7. RECOMENDAÇÕES.....	64
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
9. APÊNDICE.....	83

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Humaitá-AM.....	07
Figura 2 - Locais de disposição de resíduos sólidos por municípios brasileiros.....	08
Figura 3 - Dinâmica dos metais pesados no solo.....	14
Figura 4 - Área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Humaitá-AM.....	29
Figura 5 - Esquema das subáreas de estudo no lixão de Humaitá-AM.....	31
Figura 6 - Pontos de Amostragem de água.....	34
Figura 7 - Descrição do IQA.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Íons que podem ser encontrados no chorume de acordo com fontes específicas.....	12
Tabela 2 - Valores orientados para solos no estado de São Paulo.....	15
Tabela 3 - Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas.....	25
Tabela 4 - Avaliação do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQAR.....	33
Tabela 5 - Metodologias empregadas nas análises de água.....	35
Tabela 6 - Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) segundo <i>National Sanitation Foudantion</i> (NSF).....	36
Tabela 7 - Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA).....	37
Tabela 8 - Composição granulométrica e classe textural ^(x) de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.....	38
Tabela 9 - Atributos físicos-hídricos de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.....	39
Tabela 10 - Ks e Dp de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.....	43
Tabela 11 - Atributos químicos de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.....	46
Tabela 12 - Metais pesados de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.....	51
Tabela 13 - Resultados da avaliação das características do local de disposição de resíduos sólidos com seus pontos correspondentes.....	53
Tabela 14 - Resultados da avaliação da infraestrutura implantada no Lixão, com seus pontos correspondentes.....	54
Tabela 15 - Resultados da avaliação das condições operacionais no Lixão, com seus pontos correspondentes.....	56
Tabela 16 - Parâmetros Físico-químicos e bacteriológico da água.....	58
Tabela 17 - Teores médios de metais pesados na água.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS

ABREVIATURAS	SIGNIFICADO
IQAR	Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos
NBR	Norma Brasileira
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
POP	Próprio Procedimento Operacional

LISTA DE SÍMBOLOS

Na	Sódio
K	Potássio
Ca	Cálcio
Mg	Magnésio
P	Fósforo
N	Nitrogênio
C	Carbono
Al	Alumínio
Cu	Cobre
Fe	Ferro
Sn	Selênio
Hg	Mercúrio
Mn	Manganês
Ni	Níquel
Cd	Cádmio
Pb	Chumbo
As	Arsênio
Sb	Antimônio
Cr	Cromo
Cl	Cloro
Br	Bromo
Ag	Prata
pH	potencial hidrogeniônico
m	Metro
L	Litro
NMP	Número mais provável
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
Pt-Co	Platina-Colbato

RESUMO

OLIVEIRA, B. O. S. D. *Avaliação dos impactos ambientais do solo e da água na área de disposição final de resíduos sólidos urbanos em Humaitá-Am.* Manaus, 2013. 90p. Dissertação (mestrado) – Fundação de Ciências Agrária, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Universidade Federal do Amazonas.

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos gera vários problemas ambientais, incluindo riscos de contaminação dos solos, contaminação dos recursos hídricos e à saúde pública. Diante deste contexto, o presente estudo foi realizado na área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá-AM, devido à preocupação com o chorume/lixiviado gerado, portanto, fontes potenciais de contaminação. Neste sentido, o objetivo foi avaliar os impactos ambientais em uma área de disposição de resíduos avaliando-se os atributos físicos e químicos do solo, índice da qualidade de aterros de resíduos (IQAR) e índice de qualidade da água (IQA). Foram realizados estudos diferenciados: 1) Avaliação dos atributos físicos e químicos do solo em três áreas: Mata Nativa (N), Campo Natural (C) e Área de Disposição (D), onde foram coletadas amostras de solos em diferentes profundidades, as quais foram submetidas às análises para avaliação física do solo (textura, densidade do solo, resistência do solo à penetração de raízes) e avaliação química do solo (matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, arsênio, cádmio, mercúrio, chumbo, cromo, níquel); 2) Determinação do Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos (IQAR): foi realizado um *check list* das características do local, estruturais e operacionais do lixão municipal; 3) Determinação dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos e índice de qualidade da água dos corpos d'água nas proximidades do lixão. Mediante as informações geradas nesse trabalho foi possível verificar que a natureza siltosa do solo não é adequada para disposição de resíduos sólidos e a avaliação dos atributos físicos indicou maior compactação da área de disposição (D). A avaliação química possibilitou verificar a baixa fertilidade do solo nas três áreas, em relação aos metais pesados no solo, a maioria dos elementos estudados apresentou valores inferiores aos limites estabelecidos pela CETESB (2005). O IQAR resultou em 1,43 sendo classificado como um lixão a céu aberto em condições inadequadas. Os resultados das análises de água constatarem que os metais pesados, coliformes, nitrogênio total, turbidez, cor, sólidos totais dissolvidos encontram-se de acordo com os valores máximos permitidos pela Resolução do CONAMA 357/05 para rios de águas doce de classe 2. O Índice de Qualidade da Água no ponto P1 mostrou-se boa com 65 % e no ponto P2 mostrou-se também boa com 59 %, os estudos revelaram a qualidade como boa provavelmente devido à influência da área de disposição de resíduos sólidos e principalmente devido à influência dos sólidos totais e coliformes termotolerantes.

PALAVRAS-CHAVE: Lixão, Contaminação do Solo, Impacto Ambiental, Metais Pesados, Qualidade da água.

ABSTRACT

OLIVEIRA, B. O. S. D. *Assessment of environmental impacts of soil and water in the area of disposal of solid waste in Humaita-Am.* Manaus, 2013. 90p. Dissertation (Forestry and Environmental Sciences Master) – Foundation for Agrarian Sciences, Federal University of Amazonas.

The improper disposal of solid waste generated several environmental problems, including contamination of soil, contamination of water resources and public health. In this context, this study was conducted at the disposal of municipal solid waste Humaita-AM due to concern with manure/leachate generated, therefore, potential sources of contamination. In this sense, the objective was to evaluate the environmental impacts in an area of waste disposal evaluating the physical and chemical soil quality content waste landfill (IQAR) and water quality index (IQA). Different studies have been conducted: 1) Evaluation of physical and chemical soil in three areas Mata Native (N), Field Natural (C) and area Arrangement (D), where soil samples were collected at different depths, which were subjected to analyzes to evaluate soil physical (texture, bulk density, soil resistance to root penetration), and evaluation of soil (organic matter, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, aluminum, arsenic, cadmium, mercury, lead, chromium, nickel), 2) Determination of the Index of Quality of Landfill Waste (IQAR), were performed, a checklist of the features of the site, structural and operating municipal landfill. and 3) determination of physical, chemical and bacteriological index and water quality of bodies of water nearby landfill. Mediate the information generated in this study has shown that the nature of the silty soil is not suitable for solid waste disposal, and evaluation of physical attributes indicated higher compaction disposal area (D). The chemical evaluation enabled us to verify the low soil fertility in the three areas, in relation to heavy metals in the soil most of the elements studied were lower than the limits established by Cetesb (2005). The IQAR resulted in 1.43 which classifies it as a dump to open in inadequate conditions. The results of water analyzes found that heavy metals, coliform, total nitrogen, turbidity, color, total dissolved solids are according to the maximum allowed by CONAMA Resolution 357/05 for fresh water rivers of class 2. The Water Quality Index (IQA) at point P1 proved to be good with 65% at P2 and also proved to be good with 59%, studies have revealed the quality as good probably due to the influence of the area of solid waste disposal and mainly due to influence of solids and fecal coliform.

KEY-WORDS: Landfill, Soil Contamination, Environmental Impact, Heavy Metals, Water Quality.

1. INTRODUÇÃO

Na atualidade um dos maiores problemas e desafios enfrentados pelas cidades brasileiras está relacionado com a geração, coleta e destinação dos resíduos sólidos. Tal problema aumenta com o crescimento populacional e pelo alto índice de consumo de bens industrializados (CRUZ, 2006).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos por ser a maneira mais fácil e de baixo custo para eliminação dos mesmos faz com que o solo receba grandes quantidades desses, muitos contaminados com substâncias químicas, potencialmente tóxicas, carcinogênicas ou mutagênicas, como é o caso de produtos da reciclagem de efluentes e lodos industriais ou mesmo resíduos sólidos urbanos (ACCIOLY E SIQUEIRA, 2000).

Os elementos tóxicos como Pb, Hg, Cd, As, Ni, Cr, dentre outros estão presentes em diversos tipos de resíduos levados para os lixões, podendo ser encontrados: lâmpadas, pilhas, baterias, tintas, produtos de limpeza, óleos lubrificantes, solventes, aerossóis, amálgama, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos, produtos farmacêuticos, latarias de alimentos, aditivos alimentares e plásticos descartados (MUNÕZ, 2002), propiciando também a poluição dos corpos d'água e a contaminação do solo.

Os lixões a céu aberto e suas adjacências sofrem vários problemas ambientais e sanitários tais como poluição dos mananciais, contaminação do ar e do solo, presença de animais (ratos e urubus), poluição visual, dificuldade para navegação aérea, proliferação de vetores, odor e catadores, fatos estes que podem influenciar no bem-estar da população (MONTEIRO *et al.*, 2001). Assim uma medida compensatória seria a avaliação dos problemas existentes e a delimitação de possíveis soluções para um programa de recuperação de áreas antrofizadas.

O município de Humaitá-AM não difere das diversas cidades brasileiras, pois os resíduos sólidos gerados nesta região são destinados diretamente para um lixão a céu aberto (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

O lixão de Humaitá está localizado no km 10 à margem esquerda da rodovia BR 319, sentido Humaitá – Porto Velho, acarretando impactos de ordem econômico, social e ambiental. Onde não houve estudo prévio de impactos na área de disposição dos resíduos e nem a construção de uma infraestrutura sanitária que fosse capaz de evitar os danos consequentes destes.

Esse Lixão recebe diariamente 11 toneladas de resíduos sólidos por dia, que são recolhidos em caminhões basculantes ou compactadores, sem nenhum tipo de separação (OLIVEIRA, 2010).

A avaliação dos parâmetros físicos e químicos do solo e os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos da água servirão de subsídios para elaboração e adequação do plano de gerenciamento de resíduos sólidos; subsidiar informação para um plano de recuperação de áreas degradadas; propiciar benefícios ambientais e sociais para a cidade; minimizar os impactos ambientais. Bem como atender todas as exigências da nova Política Nacional de Resíduos Sólidos (LEI Nº 12.305, 2010).

OBJETIVOS

2.1. GERAL

- Avaliar os impactos ambientais do solo e da água na área de disposição final de resíduos sólidos urbanos em Humaitá-Am.

2.2. ESPECÍFICOS

- Avaliar os atributos físicos e químicos do solo;
- Determinar os teores dos metais pesados no solo;
- Aplicar o índice da qualidade de aterros de resíduos (IQAR);
- Determinar os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos da água superficial na área de influência do lixão;
- Determinar o índice de qualidade da água (IQA) do corpo d'água nas proximidades do lixão.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

3.1.1. Conceitos e definições da temática

Segundo MONTEIRO *et al.* (2001), resíduo sólido ou simplesmente "lixo" é todo material sólido ou semi-sólido indesejável e que necessita ser removido por ter sido considerado inútil por quem o descarta em qualquer recipiente destinado a este ato. Há de se destacar, no entanto, a relatividade da característica inservível do lixo, pois aquilo que já não apresenta nenhuma serventia para quem o descarta, para outro pode se tornar matéria-prima para um novo produto ou processo.

De acordo com LIMA (2004), define o lixo como todo e qualquer resíduo que resulte das atividades diárias do homem na sociedade.

Segundo a Norma Brasileira (NBR-10.004), define resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, bem como ficam incluídos os lodos provenientes de estação de tratamento de água.

3.1.2. Classificação dos resíduos sólidos urbanos

Segundo BIDONE E POVINELLI (1999), os resíduos sólidos urbanos apresentam grande diversidade e se originam das mais variadas atividades humanas e ambientes urbanos. Compõe essa infinidade de materiais reunidos, classificada como sem utilidade e desprezada: restos de frutas, legumes e alimentos em geral, plásticos e metais diversos, vidros, papéis, embalagens em geral, matérias provenientes de vias públicas, praças, jardins, materiais cerâmicos, ossos, couro, trapos, terra, pedra, material séptico ou contaminado (provenientes de serviços de saúde), animais mortos, restos de carros e restos mobiliários.

Os resíduos sólidos urbanos por serem sólidos, semi-sólidos, líquidos e semilíquidos ocupam muito espaço ao serem despejados, necessitando de um destino adequado e um tratamento específico dependendo de sua classificação. Os tipos de resíduos produzidos pelo homem de acordo com LIMA (2004) são:

✚ Lixo residencial: Constitui-se, em geral, por sobras de alimentos, invólucros, papéis, papelões, plásticos, vidros, trapos e etc.

✚ Lixo comercial: É oriundo de estabelecimentos comerciais como lojas, lanchonetes, restaurantes, escritórios, hotéis, banco, dentre outros. Os componentes mais comuns neste tipo de lixo são papéis, papelões, plásticos, restos de alimentos, embalagens de madeira, resíduos de lavagens, sabões.

✚ Lixo industrial: É todo aquele resíduo resultante de atividades industriais, estando neste grupo o lixo proveniente das construções. Em geral, esta classe de resíduos é responsável pela contaminação do solo, ar e dos recursos hídricos, devido à forma de coleta e disposição final, que na maioria dos centros urbanos fica a cargo do próprio produtor.

✚ Lixo especial: Trata-se de resíduos em regime de produção transiente, como veículos abandonados, podas de jardins e praças, mobiliário, animais mortos, descargas clandestinas, etc.

✚ Lixo hospitalar: Compreendendo os resíduos de laboratório, descarte de vacinas, filtros de ar e gases aspirados de área contaminada, produtos descartado por serviços de saúde, desinfetantes, resíduos contendo metais pesados e rejeitos radioativos.

No qual foram normatizada pela NBR 10.004 (2004) que classificou os resíduos sólidos, em resíduo perigoso ou Classe I; resíduo não inerte ou Classe II e resíduo inerte ou Classe III.

✚ Resíduos perigosos ou classe I: São aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo, de forma significativa, para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças; apresentar riscos ao meio ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada e serem inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos ou patogênicos.

✚ Resíduos não inertes ou classe II: São aqueles que têm propriedades tais como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

✚ Resíduos inertes ou classe III: São aqueles cujos constituintes dissolvidos ficam em concentrações abaixo dos padrões de potabilidade (exceto quanto a aspectos, cor, turbidez e sabor), quando submetidos a um teste padrão de solubilização em água destilada.

3.1.3. Geração e destinação final dos resíduos sólidos urbanos

O crescimento populacional e a evolução consumista proporcionaram o aumento no século XX da geração de resíduos sólidos, refletindo a níveis globais da atividade econômica, resultando na elevação da demanda por locais para despejo destes resíduos (LEÃO *et al.*, 2004). O crescimento do consumo dos produtos industrializados aliados ao constante crescimento econômico e demográfico dos grandes centros urbanos contribui para a geração acentuada de resíduos sólidos urbanos (MONTEIRO, 2003).

A quantidade de resíduos sólidos gerados por habitante/dia varia de local para local e até mesmo com a época do ano, mas em média assume-se que 0,7 kg hab. dia⁻¹ são gerados no Brasil (GRIMBERG, 2007).

MONTEIRO *et al.* (2001) aponta que a variação da geração de resíduos sólidos urbanos *per capita* é de acordo com o tamanho da cidade e sua população. No entanto, para uma cidade pequena é considerada uma população urbana de até 30 mil habitantes com uma geração de resíduos sólidos *per capita* de 0,5 kg hab. dia⁻¹; e para uma cidade de tamanho médio é considerada uma população de 30 mil a 500 mil habitantes com geração de resíduos sólidos *per capita* em torno de 0,5 a 0,8 kg hab. dia⁻¹; e de tamanho grande de 500 mil a 5 milhões de habitantes estimando-se uma geração de resíduos *per capita* de 0,8 a 1,0 kg hab. dia⁻¹; e por fim para uma megalópole, população acima de 5 milhões, uma geração *per capita* acima de 1,0 kg hab. dia⁻¹.

Mediante estudos de caracterização de resíduos sólidos urbanos, ALCANTARA (2010) desenvolveu uma pesquisa referente à composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT, no qual se verificou em sua composição gravimétrica que a matéria orgânica prevalece com 60,45 % vislumbrando assim a reaproveitamento desses resíduos através de uma implantação de usinas de compostagem, também observou que a estimativa da geração *per capita* em Cáceres é de 0,59 kg hab. dia⁻¹.

OLIVEIRA (2010) desenvolveu no campo teórico e prático a partir de visitas *in loco* o diagnóstico da geração e disposição final dos resíduos sólidos de Humaitá-AM, verificando que todos os resíduos sólidos urbanos gerados são destinados ao lixão, e de acordo com a composição gravimétrica dos resíduos no município a matéria orgânica prevalece em todas as rotas de coleta de resíduos (Figura 1).

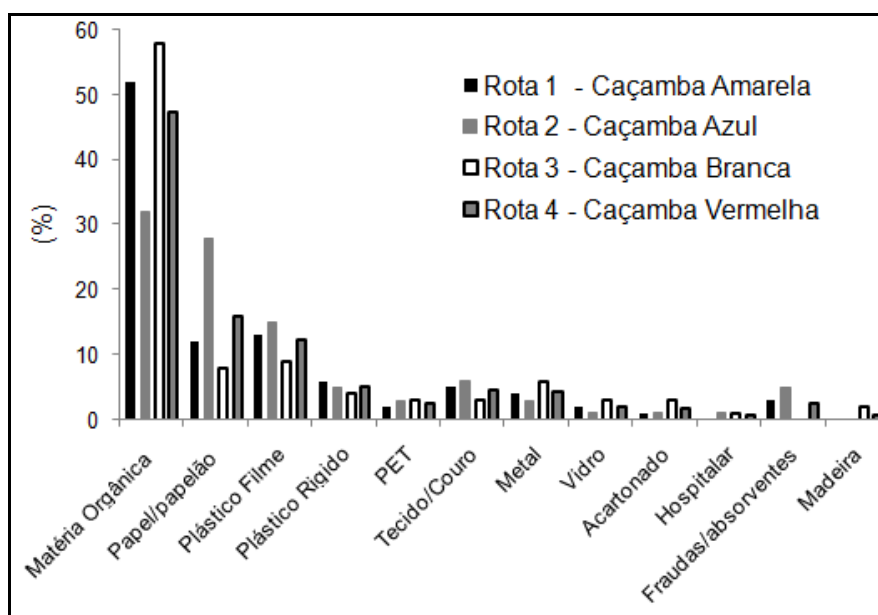


Figura 1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Humaitá-AM.

Fonte: OLIVEIRA (2010).

A composição média dos resíduos sólidos urbanos do Brasil apresenta um maior teor de matéria orgânica do que de resíduos recicláveis, o que indica uma grande vocação para a compostagem. O processo da compostagem, assim como também a reciclagem, deve ser implantado em conjunto com outras ações de gerenciamento (ESCOSTEGUY, 2003).

Em diagnóstico, segundo OLIVEIRA (2010), a geração *per capita* em Humaitá-AM é de 0,41 kg hab. dia⁻¹, em comparação com um hábito da população local e área de disposição de resíduos sólidos com as mesmas características, SANTOS *et al.* (2012) verificou que a produção *per capita* de resíduos domiciliares e comerciais de Apuí-AM é de 0,39 kg hab. dia⁻¹, e também constatou-se a quantidade média *per capita* de resíduos domiciliares, comerciais, construção civil, da limpeza de vias e logradouros públicos gerados diariamente no município de Apuí-AM foi de 0,67 kg hab. dia⁻¹.

Consoante a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008), a qual obteve os seguintes valores de geração *per capita*: 0,97 kg hab. dia⁻¹ para a Região Norte; 0,89 kg hab. dia⁻¹ para a Região Nordeste; 0,85 kg hab. dia⁻¹ para a Região Sudeste; 1,18 kg hab. dia⁻¹ para a Região Centro-Oeste e 1,36 kg hab. dia⁻¹ para a região Sul. A partir desses dados constatou-se que a geração *per capita* do município de Humaitá/AM está abaixo da média nacional brasileira, como também da região norte.

A destinação dos resíduos sólidos compreende um problema atual que afeta todas as cidades, principalmente nas grandes metrópoles. De acordo com dados do

PNSB (2008) identificou-se que 50% dos municípios brasileiros destinam seus resíduos sólidos urbanos em vazadores a céu aberto (Figura 2).

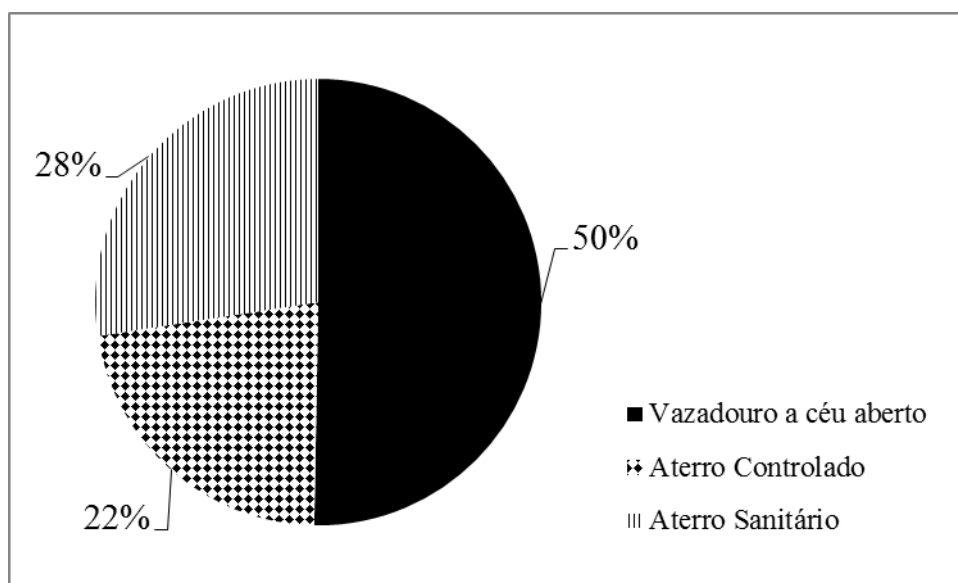


Figura 2. Locais de disposição de resíduos sólidos por municípios brasileiros.

Fonte: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008).

Portanto, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em lixões é um dos métodos mais utilizados pela grande maioria dos municípios brasileiros, devido ao menor custo apresentado quando comparado com outras formas de disposição e por exigir poucos equipamentos e mão de obra não especializada. Para tanto, segundo a (LEI Nº 12.305, 2010) no art. 47 são proibidas as seguintes formas de destinação ou disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos: Item II – lançamento *in natura* a céu aberto, excetuados os resíduos de mineração; com objetivo de minimizar a contaminação do solo e cursos d'água.

Nos casos das áreas de disposição de resíduos sólidos, a poluição dos cursos d'água superficiais pode ocorrer pelo escoamento do chorume ou pelo resíduo carregado pelas chuvas, quando este não se encontra bem compactado e coberto (SISINNO *et al.*, 2000). No entanto, o resíduo disposto inadequadamente, sem qualquer tratamento, pode poluir o solo, alterando suas características físicas, químicas e biológicas, constituindo-se num problema de ordem estética, e, mais ainda uma séria ameaça à saúde pública (LIMA, 2004).

A contaminação do solo pode ocorrer por intermédio da infiltração dos líquidos percolados (chorume) gerados pela passagem da água através dos resíduos sólidos em

processo de decomposição e até mesmo pela simples degradação ou decomposição dos resíduos (SISSINO E MOREIRA, 1996).

Segundo BELI *et al.* (2005) em estudo de recuperação de áreas degradadas pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo o Pinhal – SP, constatou-se que esta área de disposição a céu aberto não tem infraestrutura adequada para evitar os danos causados por essa atividade. De acordo com MEDEIROS *et al.* (2009) a geração e a disposição do resíduo causam uma série de impactos ambientais e riscos para a saúde humana.

3.1.4. Tratamento e controle dos resíduos sólidos urbanos

Uma cidade que coleta seus resíduos sólidos promove de certa forma educação ambiental a sociedade em si, estabelecendo assim hábitos de limpeza e de higiene entre os cidadãos. Pois, ao coletar e dar uma disposição adequada do resíduo significa melhorar a qualidade ambiental do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas, bem como a saúde e o bem estar da humanidade (BRAGA *et al.*, 2005).

Algumas tecnologias de tratamento e controle dos resíduos sólidos estão sendo desenvolvidas para que se tenha um destino final adequado (IPT, 2000), a disposição final dos resíduos sólidos pode ser das seguintes modalidades:

O Lixão a céu aberto é forma inadequada para disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Os resíduos assim lançados geram poluentes e dissemina a proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, aranhas etc.), odores e, principalmente, a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas através do chorume (líquido de cor preta, de mau cheiro e de elevado potencial de poluir relativo ao fato da decomposição anaeróbia da matéria orgânica contida no resíduo), comprometendo os recursos naturais (IPT, 2000).

O Aterro Controlado é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo considerado como uma alternativa intermediária, pois não é a solução ideal para o destino dos resíduos, porém, podem em curto prazo e com um investimento relativamente baixo, reduzir o impacto à saúde pública que é gerado pelos lixões. Através desse método é realizada a impermeabilização do fundo com solo argiloso para evitar a infiltração do lixiviado no solo, e na superfície são recobertos periodicamente por uma camada de solo, preferencialmente de argila, cujo objetivo é tornar um sistema

anaeróbico para tratamento, de forma a reduzir a proliferação de insetos/vetores, bem como odores (MONTEIRO *et al.*, 2001).

Portanto, o aterro controlado deve ser construído e operado exatamente como um aterro sanitário, por motivo de não possuir sistema de coleta de chorume, sendo que esse líquido ficará retido no interior do aterro, assim é conveniente que o volume de água de chuva que entre no aterro seja o menor possível, para minimizar a quantidade de chorume gerado, isso pode ser conseguido empregando-se material argiloso para efetuar a camada de cobertura provisória e executando-se uma camada de impermeabilização superior enquanto o aterro atinge sua cota máxima operacional. Também é relevante que a área de implantação do aterro controlado tenha um lençol freático profundo, a mais de três metros do nível do terreno, e normalmente um aterro controlado é utilizado para cidades que colem até 50t dia⁻¹ de resíduos urbanos, sendo desaconselhável para cidades maiores (IPT, 2000).

O Aterro Sanitário é a forma de dispor os resíduos sólidos adequadamente sobre o solo, este método propicia a segurança em termos de controle de poluição ambiental, proteção à saúde pública, ou mesmo na forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, sendo operado através de confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente, solo do tipo argiloso, de acordo com normas operacionais específicas (NBR 8419, 1992).

Antes de se implantar o aterro, são realizados estudos geológicos e topográficos para que se tenha uma área desejada, e que não comprometa o meio ambiente, de forma que possa causar impactos no solo, nas águas superficiais e subterrâneas. Primeiramente é feita a impermeabilização do solo através de argila e manta Polietileno de Alta Densidade (PEAD), para evitar a infiltração dos líquidos percolados (chorume) no solo. Os líquidos percolados são captados (drenados) através de tubulações e escoados para lagoa de tratamento. Para evitar o excesso de águas de chuva, são implantados drenos ao redor do aterro, que permitem desvio dessas águas. No aterro, o resíduo é compactado com a ajuda de um trator, sendo recoberto diariamente com camadas de terra, de modo a não causar prejuízos ao meio ambiente, pois tanto os efluentes líquidos como os gasosos devem ser captados e tratados de forma adequada. Essa técnica é a mais viável quanto à destinação final dos resíduos sólidos (MONTEIRO *et al.*, 2001).

3.1.5. Problemas econômicos e sociais

Levando-se em consideração o contexto do alto índice de exclusão social evidenciada no Brasil, surge a atividade de catação nos lixões, a qual se torna uma realidade lastimável e preocupante em grande parte dos municípios brasileiros (COSTA, 2009).

Conforme GONÇALVES (2001): “essa atividade existe, há pelo menos cinquenta anos no Brasil. Atualmente, essas atividades exercidas por esses catadores são vistas de outra maneira, ou seja, de uma forma menos agressiva, visto que, os mesmos contribuem para o incentivo à reciclagem desses materiais provenientes do resíduo atuando como verdadeiros agentes ambientais, porém, sob muitos riscos de contaminações em lixões, quando não utilizam equipamentos de proteção individual adequados.”

A emancipação econômica dos catadores é uma das metas mínimas no processo da desativação dos lixões a céu aberto e recuperação das áreas degradadas dos mesmos, estabelecidas nos planos nacional, estaduais, intermunicipais e municipais de gestão integrada dos resíduos sólidos, bem como na nova Política de Resíduos Sólidos (MANSANO E OLIVEIRA, 2012).

Segundo o mesmo autor a organização e inserção destes trabalhadores na economia formal irão dinamizar as economias locais e regionais possibilitando à inclusão de trabalhadores que são atualmente marginalizados e distantes da segurança social e da cidadania plena, dando assim efetividade à execução da nova proposta de lei.

3.2. FORMAÇÃO DE CHORUME/LIXIVIADO

A interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos e a infiltração de água pluviais na massa de resíduos solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos, gerando um líquido escuro, de composição variável, comumente denominado lixiviado (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

O processo básico de formação do chorume nas áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos é da seguinte forma: ao percolar através dos resíduos, a água dissolve componentes orgânicos e inorgânicos e produtos em decomposição, formando um líquido altamente poluente e de complexa composição (SISINNO *et al.*, 2000). O processo de percolação em aterros sanitários é definido como a quantidade de água que

excede a capacidade de retenção da umidade do material alterado representado pelos resíduos sólidos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

O chorume é constituído basicamente por água rica em sais, metais pesados e matéria orgânica. As concentrações desses constituintes no lixiviado variam de acordo com a composição dos próprios resíduos sólidos depositados e com as condições ambientes como a precipitação, umidade, o oxigênio disponível, a temperatura e o pH do meio (COSTA, 2002). Para tanto é verificado alguns íons na composição do chorume que estão sendo depositados no lixão de acordo com suas fontes específicas (IPT, 2000; RODRIGUES, 2004) (Tabela 1).

Tabela 1. Íons que podem ser encontrados no chorume de acordo com fontes específicas.

Íons	Fontes
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
P, N, C	Material orgânico
Al	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cu, Fe ²⁺ , Sn	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg, Mn	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni, Cd, Pb	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
As, Sb, Cr	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Cl, Br, Ag	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Fonte: RODRIGUES (2004)

3.3. CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS

O “metal pesado” é expressamente utilizado para designar metais classificados como poluentes, englobando um grupo muito heterogêneo de metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio. Os metais pesados que se apresentam com maior frequência são os seguintes: cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, cobalto, arsênio, níquel, vanádio, alumínio, prata, cádmio, cromo, mercúrio e chumbo (CETESB, 2005).

Os Metais pesados como chumbo, mercúrio, cádmio, arsênico, níquel, cromo, zinco e manganês, dentre outros, estão presentes em diversos tipos dos resíduos destinados para lixões a céu aberto, aterro controlado e aterros sanitários municipais,

podendo ser encontrados esses elementos em: lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, resto de tintas, resto de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens de aerossóis, resto de amálgama utilizada em consultórios odontológicos, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos descartados, resíduos de produtos farmacêuticos, medicamentos, latarias de alimentos, aditivos alimentares, e plásticos descartados (VALLE, 1995).

A concentração de metais pesados no meio ambiente, com sua disseminação no solo, água e ar tem sido motivo de grande preocupação no mundo. Esses elementos podem ser percolados por meio do chorume (SISSINO E MOREIRA, 1996), pelo escoamento superficial proveniente da precipitação, no qual propicia a infiltração no solo e quando alcança o aquífero freático contamina a água subterrânea (SANTANA E BARRONCAS, 2007; ROCHA E HORBE, 2006).

A contaminação dessas águas tem consequências que duram por tempo indefinido e são de difícil controle. Pois além de provocar a contaminação da água, essa disposição inadequada polui também o solo, atingindo as plantas, os animais e o homem (SERRA *et al.*, 2012).

Os metais pesados no solo podem seguir diferentes vias de fixação, liberação ou transporte. Onde os metais podem ficar retidos no solo, seja dissolvidos em solução ou fixados por processos de adsorção, complexação e precipitação. Também podem ser absorvidos pelas plantas e, assim, serem incorporados às cadeias tróficas, ou também podem passar para a atmosfera por volatilização ou mover-se para águas superficiais ou subterrâneas (Figura 3).

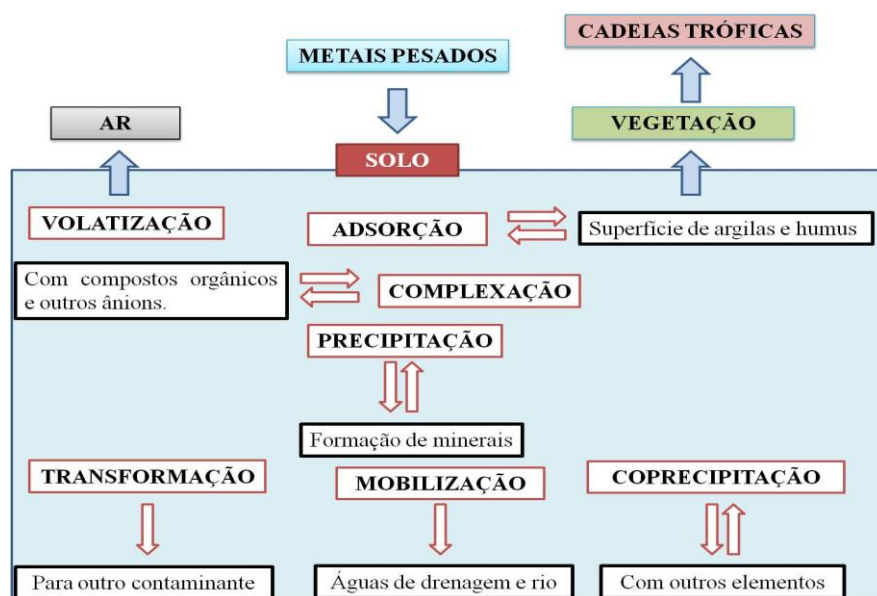


Figura 3. Dinâmica dos metais pesados no solo.

Fonte: GARCIA E DORRONSORO (2012).

A maioria dos metais pesados exerce um significativo papel biológico na construção de estruturas orgânicas e gerencia os fluxos de nutrientes e de energia nos organismos (ANDRADE, 2003). No entanto, através da disposição inadequada de resíduos podem elevar essas concentrações, causando assim danos ao meio ambiente.

3.3.1. Principais metais pesados contaminantes

Segundo CHAGAS (2000), o pH do solo é uma importante propriedade química que influi na atividade microbiológica, na absorção de nutrientes pela planta e na mobilidade dos cátions metálicos. Quase todos os metais, com exceção do selênio e molibdênio são mais solúveis em pH ácido, sendo que nessas condições os mesmos podem infiltrar no solo atingindo os aquíferos, cursos d'água e rios. Por outro lado fatores que aumentam a acidez do solo podem levar à mobilização de metais pesados que estavam imobilizados, aumentando seus efeitos deletérios.

A maioria das pesquisas indica que se o pH do solo estiver entre 6,0 e 6,5 há uma redução efetiva na absorção de metais tóxicos pelas plantas. Para tanto, CASTILHOS JÚNIOR (2003), estimando os teores de metais tóxicos nos resíduos sólidos urbanos, concluiu-se que a fração da matéria orgânica é a principal fonte dos metais tóxicos: níquel, mercúrio, cobre, chumbo e zinco; no entanto os plásticos é a principal fonte de cádmio; o chumbo e o cobre manifestam-se em quantidades

importantes nos metais ferrosos; o papel é uma fonte de chumbo. Ainda conforme o autor, estimando os teores totais em mg kg^{-1} , dos íons de metais tóxicos nos resíduos sólidos urbanos brasileiros verificou-se os seguintes resultados: 0,2 de mercúrio, 3,0 de cádmio, 224,5 de chumbo, 316,0 de zinco, 156,0 de cobre, 12,0 de níquel e 68,0 de cromo.

ALCÂNTARA *et al.* (2011) em estudo referente aos teores de metais pesados analisados no solo do lixão de Cáceres-MT, verificou-se que estão abaixo dos limites de referência estabelecidos pela CETESB (2005).

Como na maioria dos estados brasileiros, dentre eles o do Amazonas, ainda não foram estabelecidos os valores orientadores para concentrações de metais pesados em solos com suspeitas de contaminação ambiental, os valores mais aceitáveis são os orientados para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2005) (Tabela 2).

Tabela 2. Valores orientados para solos no estado de São Paulo.

Substâncias	Referência	Solos mg kg^{-1}			
		Alerta	Agrícola APM _{Max} *	Intervenção Residencial	Industrial
Alumínio	-	-	-	-	-
Antimônio	<0,5	2,0	5,0	10,0	25
Arsênio	3,50	15	35	55	150
Bário	75	150	300	500	750
Cádmio	<0,5	1,33	3	8	20
Chumbo	17	72	180	300	900
Cobalto	13	25	35	65	90
Cromo	40	75	150	300	400
Ferro	-	-	-	-	-
Manganês	-	-	-	-	-
Mercúrio	0,05	0,5	12	36	70
Molibdênio	<4	30	50	100	120
Níquel	13	30	70	100	130
Prata	0,25	2	25	50	100
Selênio	0,25	5	-	-	-

* Área de proteção máxima

Fonte: CETESB (2005)

Dentre os metais pesados estudados pelos seus efeitos temos: mercúrio, chumbo, cádmio, cromo, arsênio, níquel e chumbo.

🚧 Cádmio: A concentração média de cádmio na crosta terrestre é de $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo pouco móvel no perfil do solo CHAGAS (2000) *apud* SANEPAR (1997). No

estado de Mato Grosso, teores médios de $0,45 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos de vegetação nativa são relatados por PIERANGELI *et al.* (2009). Por outro lado (SISSINO E MOREIRA, 1996) no Estado do Rio de Janeiro, apresentou teores médios de $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos abaixo dos valores estabelecidos pela CETESB (2005).

✚ Chumbo: A contaminação do solo por chumbo pode advir de forma natural ou geológica, como também através de atividades exercidas pelo homem (mineração, indústria e transporte). Sendo assim, o teor de chumbo nos solos varia de região a região: em regiões próximas às vias de tráfego intenso e de indústrias, os teores de chumbo são bem mais elevados do que aqueles encontrados em áreas isoladas (LAUERMANN, 2007). PIERANGELI *et al.* (2001), estudaram teores de Pb em Latossolos brasileiros, verificando que os mesmos encontram-se dentro dos teores médios relatados para solos não contaminados e que os teores totais de Pb nos solos estudados mostraram-se relacionados com seu material de origem. Porém, teores tão altos quanto $9.678 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ de solo são relatados em solos próximos à área de metalurgia e mineração de Pb em Adrianópolis-PR (ANDRADE, 2009).

✚ Níquel: O teor de Ni no solo é bem variável dependendo de sua rocha de origem. Os valores médios mundiais e de acordo com CHAGAS (2000) estão entre 20 e 40 mg kg^{-1} . O Ni apresentou teores abaixo do valor de referência, em todos os solos, em estudos realizados em solos no sudoeste da Bahia (BORGES *et al.*, 2008), apresentando teores de $3,8 \text{ mg kg}^{-1}$ em média no Argissolo Vermelho Amarelo distrófico.

✚ Mercúrio: Alguns compostos de mercúrio têm sido utilizados na agricultura, principalmente, como fungicidas. É utilizado em uma variedade de aplicações no exército, pilhas, odontologia e medicina. Embora, o uso industrial do mercúrio tenha sofrido reduções, recentemente, devido a um controle mais efetivo, altas concentrações ainda estão presentes nos sedimentos associados a aplicações industriais deste metal (MUNÕZ, 2002).

✚ Arsênio: Elevadas concentrações de As no solo podem acontecer naturalmente devido ao intemperismo de rochas ricas em arsênio. De forma geral, a concentração de arsênio nos solos variam de $0,21$ a 41 mg kg^{-1} , mas em solos agrícolas contaminados esse valor pode chegar a 600 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 2001). Os teores de referência de qualidade para o As em solos de São Paulo é de $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo (CETESB, 2005). No estado de Mato Grosso PIERANGELI *et al.* (2009) relataram teores médios de As iguais a $43,9 \text{ mg kg}^{-1}$ em área de vegetação nativa e $101,13 \text{ mg kg}^{-1}$ em área de garimpo.

3.3.2. Efeito toxicológico dos metais pesados

Os metais pesados apresentam peso atômico relativamente alto e caracterizam-se pelo efeito bioacumulativo. Os metais pesados, em concentrações superiores às legalmente recomendadas, têm sido responsabilizados por causar agravos à saúde, além de uma série de doenças carcinogênicas (DENISON E SILBERGELD, 1988).

De acordo com o mesmo autor os efeitos tóxicos dependem do grau de exposição aos mesmos, dentre os efeitos adversos, apontam-se danos no sistema nervoso central, no sistema hepático, no sistema renal, no sistema hematopoiético e no sistema esquelético.

3.4. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

De maneira geral, a variação dos solos, reflete em grande parte as características do material de origem, sendo, também, influenciada por outros fatores como as condições bioclimáticas e o relevo. Na região sul do Amazonas as condições não são diferentes, sendo incrementadas por outros fatores, tais como nível elevado do aquífero freático, inundações periódicas e arraste de sedimentos pelas águas, que limitam a evolução pedogenética, ocasionando assim, a presença de solos jovens, em alguns casos sedimentos em processos incipientes de pedogênese (CAMPOS, 2009). As principais classes de solos que ocorrem na região do vale do Rio Madeira, são os Latossolos Amarelos ou Vermelho-Amarelos, Argissolos, Plintossolos, Gleissolos, Espodossolos e Neossolos (BRASIL, 1978).

Os solos variam com as fisiografias onde os mesmos se encontram nas áreas de ocorrências de transição várzeas/terra firme ocorrem os Gleissolos e Neossolos Flúvicos nas várzeas, Latossolos na terra firme e na transição entre os dois ambientes os Argissolos. Já para os ambientes formados pela transição campos/floresta apresentam três principais classes de solos, os Cambissolos e Gleissolos nas áreas de savanas, e Argissolos nas áreas de floresta CAMPOS (2009). Sendo que na área de estudo do lixo apresenta Cambissolo, este é um tipo de solo com menor profundidade (de 0,5 a 1,5m), ainda em processo de desenvolvimento e com material de origem na massa do solo. O mesmo está situado em relevo suave ondulado, não apresenta pedras em sua superfície. Dependendo do teor de matéria orgânica o mesmo pode ser denominado de *húmico*.

Para tanto, o homem na realização de suas atividades, provoca muitas mudanças no solo, as quais podem ser de caráter físico ou químico, podendo assim alterar a qualidade do solo (VEZZANI E MIELNICZUK, 2009). As alterações de caráter físico são: mudanças na estrutura do solo, causadas pela atividade agropecuária; queimadas; erosão; impermeabilização; movimento de terra. De caráter químico são: fertilização natural; salinização; aplicação de pesticidas; disposição de resíduos sólidos e líquidos (MOTA, 2006). Portanto, segundo o mesmo autor essas alterações nas características físicas e químicas repercutem sobre os organismos vivos que vivem no solo, cujas atividades são importantes para garantir a fertilidade.

No entanto, através de mudanças no ambiente solo podem-se gerar várias consequências, tais como: degradação do solo, poluição e contaminação do solo, ambas descritas a seguir. Sendo que GIAROLA *et al.* (2007) afirmam que um solo é considerado degradado se os processos naturais e antropogênicos atuantes diminuírem a quantidade e qualidade da produção de biomassa, encarecendo os custos com a recuperação. Por outro lado BUGIN E REIS (1990) afirmam que a degradação de uma área ocorre quando a vegetação nativa e a fauna são destruídas, removidas ou expulsas, a camada fértil do solo for perdida, removida ou enterrada e a qualidade e regime de vazão do sistema hídrico forem alterados.

A poluição do solo pode ser entendida como qualquer alteração provocada nas características, pela introdução de produtos químicos ou resíduos, de forma que se torne prejudicial ao homem e a outros organismos, ou tenha os usos prejudicados, sendo que as principais fontes são: utilização de fertilizantes artificiais; aplicação de pesticidas; lançamento de resíduos sólidos e disposição de esgotos no solo (MOTA, 2006).

A contaminação do solo tem se tornado uma das preocupações ambientais, uma vez que, geralmente, a contaminação interfere no ambiente global da área afetada (solo, águas superficiais e subterrâneas, ar, fauna e vegetação), podendo estar na origem de problemas de saúde pública. Assim, ao longo dos últimos anos, têm sido detectados numerosos casos de contaminação do solo em zonas urbana e rural (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

SANCHEZ (2001) relata que a contaminação do solo apresenta dois agravantes em relação à poluição do ar e das águas: seu caráter cumulativo e a baixa mobilidade dos poluentes. Ou seja, as substâncias nocivas acumuladas no solo, ali permanecem e lentamente podem poluir as águas subterrâneas e superficiais e afetar a biota. Portanto, a contaminação do solo é um problema grave, pois o uso do solo tende a crescer, com o

aumento da população, o desenvolvimento industrial e outras atividades humanas. Embora se saiba intuitivamente e na prática de tais problemas, ainda não se tem mensurações sobre eles, mesmo porque ainda não se têm bem definidos os indicadores e os limites espaciais dos impactos.

3.4.1. Propriedades físicas e químicas do solo

Os atributos físicos e químicos do solo, exigidos para o máximo desenvolvimento vegetal, são afetados diretamente pelos processos bióticos (LEE, 1994), destacando-se a importância dos microrganismos e seus processos no funcionamento e equilíbrio de ecossistemas, afetados pelos resíduos sólidos.

Algumas propriedades físicas e químicas do solo são responsáveis por alguns dos mecanismos de atenuação de poluentes, como filtração, lixiviação, adsorção, a fixação química, precipitação, oxidação, troca iônica e a neutralização (CETESB, 2007).

As propriedades físicas do solo têm influência direta no desenvolvimento radicular das culturas e, conseqüentemente, na produtividade (SANTOS *et al.*, 2006b). Existe uma estreita relação entre algumas propriedades físicas e mecânicas do solo com a compactação, em especial aquelas que representam maior relação massa/volume. Isso acontece porque a compactação é um aumento da massa ou redução do espaço poroso do solo para um determinado volume de solo. Dentre essas propriedades merecem destaque a densidade do solo, a porosidade e a resistência do solo à penetração mecânica.

Para tanto a compactação do solo pode ser definida como um processo dinâmico e gradual, em que ocorre aumento da densidade (maior massa de solo por unidade de volume) proporcional ao histórico de cargas ou pressões exercidas (HAMZA E ANDERSON, 2005). A compactação ocasiona alterações no arranjo estrutural do solo, na consistência, no volume e tamanho dos poros e na difusão de gases, o que, por consequência, afeta o crescimento das raízes (TAYLOR E BRAR, 1991).

Para SOANE E OUWERKERK (1994), as modificações de importância agrônômica que ocorrem em solos compactados são consequência dos seguintes fatores: aumento da resistência mecânica do solo à penetração radicular, redução da aeração, alteração do fluxo de água e calor e da disponibilidade de água e de nutrientes.

Em síntese, solos com camadas compactadas apresentam redução da porosidade

total e da macroporosidade e aumento da microporosidade e da densidade do solo (KLEIN E LIBARDI, 2002). Como consequência, o aumento da microporosidade favorece a retenção de água no solo (REICHERT *et al.*, 2007), ao mesmo tempo em que compromete o transporte de ar e água (TORMENA *et al.*, 1998; CAVENAGE *et al.*, 1999).

A resistência à penetração é um dos atributos físicos do solo que influencia o crescimento de raízes e serve como base para a avaliação dos efeitos dos sistemas de manejo do solo sobre o ambiente radicular (TORMENA E ROLOFF, 1996). Contudo é utilizado um valor de resistência à penetração limitante sendo esse valor de 2 Mpa (SILVA *et al.*, 1994; TORMENA *et al.*, 1998). Todavia, para assumir esse valor como referência, a determinação deve ser realizada quando o conteúdo de água no solo for equivalente à capacidade de campo (SMITH *et al.*, 1997). Para tanto, essas informações serão relevantes no estudo da área do lixão e adjacentes, para uma posterior desativação e recuperação da área degradada. Por outro lado as análises químicas subsidiarão informações se as áreas apresentam baixa ou alta fertilidade do solo.

Em relação à análise química de solos estudos realizados por MEDEIROS *et al.* (2008a) em diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo, demonstraram um maior teor de matéria orgânica no local de disposição dos resíduos. Estudos realizados pelos mesmos autores em diagnóstico da qualidade de água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho no estado de São Paulo, diagnosticou-se que os resultados de análises químicas no lixão indicam a necessidade de um plano de reposição da fertilidade da área após sua desativação e posterior recuperação.

Enquanto que MEDEIROS *et al.* (2009) em diagnóstico do aterro do município de Poços de Caldas, no estado de Minas Gerais, os seus resultados de análise química do solo apresentaram elevados teores de manganês.

Por outro lado ALCÂNTARA *et al.* (2011) desenvolveu estudo da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT, no qual foram realizadas análises químicas em três áreas (natural (área testemunha), ativa (recebe resíduos diariamente) e inativa (antigo local de disposição, desativada há aproximadamente cinco anos)), verificando assim no presente estudo maiores teores de matéria orgânica e CTCefe na área natural.

3.5. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR)

Este IQAR mostra as condições em que se encontram os sistemas de disposição de resíduos sólidos domiciliares, a partir de dados e informações coletadas de um determinado município (CETESB, 2012). São realizadas visitas *in loco* nos aterros onde as informações obtidas são aplicadas em um formulário padronizados através de um *check list* (Tabela 1A). Aos parâmetros são atribuídos notas e pesos que variam de 0 a 10 para cada critério ambiental envolvido, como proposto por LEITE *et al.* (2005).

SANTOS (2008a), estudando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT, aplicou-se o cálculo do Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos – IQAR resultou em 7,4 que permitiu classificar a qualidade deste aterro como um em Condições Controladas.

3.6. EFEITO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS SOBRE OS CORPOS D'ÁGUA

A água possui propriedades tais como (peso específico, viscosidade, tensão superficial, calor específico, temperatura, oxigênio dissolvido, transparência, gás carbônico, sais minerais, matéria orgânica) que a caracteriza, diferenciando-a dos ambientes terrestre e aéreo, e que são responsáveis pela sobrevivência de grande variedade de animais e vegetais (MOTA, 2006).

A água pura não produz sensação de odor e sabor nos sentidos humanos, pois produtos que conferem odor ou sabor são originados da decomposição da matéria orgânica, atividade biológica de microrganismos ou de fontes industriais de poluição. Para tanto, a detecção de sabor e odor e sua quantificação são bastante difíceis, pois depende, exclusivamente, da sensibilidade dos sentidos humanos. Além disso, essa sensibilidade varia de indivíduo para indivíduo e tende a diminuir com a constante exposição (MACÊDO, 2007).

O grau de poluição das águas é medido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, relacionando-se à sua potencialidade, quanto a causar dano à saúde humana e ao sistema aquático (GONÇALVES *et al.*, 2005). A poluição da água tende a crescer, pois cada vez mais se retira água dos mananciais e se produzem líquidos, os quais voltam para os recursos hídricos, alterando a sua qualidade.

Os principais indicadores de qualidade da água são dependentes de parâmetros físicos, químicos e biológicos (SISSINO E MOREIRA (1996); ROCHA E HORBE (2006)). Os principais parâmetros físicos são: cor, turbidez, sabor, odor e temperatura. Os químicos são: pH, alcalinidade, dureza, cloretos, ferro, manganês, nitrogênio, fósforo, fluoretos, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, componentes inorgânicos e orgânicos. E os parâmetros biológicos são analisados sob o ponto de vista de organismos indicadores, algas e coliformes (MOTA, 2006).

A forma de definir a qualidade das águas dos mananciais é enquadrá-los em classes em função do uso de recurso, estabelecendo-se critérios ou condições a serem atendidas.

Dentre os parâmetros de qualidade da água têm-se alguns descritos a seguir:

✚ Turbidez: Pode ser definida através do grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. Porém, devido à presença de sólidos em suspensão com silte e argila, além de detritos orgânicos, algas e plâncton, em geral, podem dificultar a passagem de luz, aumentando a turbidez da água. Essa elevação pode levar a redução da fotossíntese da vegetação aquática que por sua vez pode suprir a produtividade de peixes, influenciando nas comunidades biológicas aquáticas. Também podendo afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água (CETESB, 2007).

✚ Oxigênio Dissolvido: Conforme CETESB (2007), o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve naturalmente nos corpos de água, devido à diferença de pressão parcial, na qual outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Esse parâmetro é vital para os seres aquáticos aeróbicos, sendo que seu nível de disponibilidade na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo de água através dos organismos fotossintéticos.

✚ Demanda Bioquímica de Oxigênio: Corresponde à quantidade de oxigênio que é consumida pelos microrganismos do esgoto ou águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantida a uma dada temperatura por um espaço de tempo convencional. Os maiores aumentos em termos de DBO_5 num corpo de água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica, ou seja, a presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida, causando sabores e odores desagradáveis (CETESB, 2007).

✚ Nitratos: A presença de nitratos na água indica que a matéria orgânica foi totalmente oxidada, sendo comum encontrá-los em baixas concentrações em águas naturais. Já em águas poluídas, é comum a presença de quantidades variáveis de compostos complexos, ou menos oxidados, como compostos orgânicos quaternários, amônia e nitritos. Em geral, a presença destes é diagnosticada pela existência de poluição recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, principalmente em função da presença de bactérias nitrificantes. Por essa razão, constituem um importante índice da presença de despejos orgânicos recentes (CARVALHO, 2001).

✚ Fósforo: Assim como o nitrogênio é exigido como nutriente para os processos biológicos, e sua presença é de suma importância para o crescimento e reprodução de organismos que promovem a degradação da matéria orgânica. Quando este elemento se encontra em elevadas concentrações em lagos e represas, pode levar ao crescimento intenso de algas, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização artificial das águas (CARVALHO, 2001).

✚ pH: Representa a concentração de íons indicando a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. De acordo com CETESB (2007), a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, o efeito indireto do pH está na condição de contribuir para a precipitação ou para a solubilização de elementos químicos tóxicos como metais pesados.

✚ Condutividade Elétrica: O parâmetro não determina, especificamente, quais os íons presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para o reconhecimento de ambientes impactados pelo lançamento de resíduos industriais, mineração e esgoto sanitário. Conforme ESTEVES (1988), a condutividade elétrica pode auxiliar na identificação de fontes poluidoras, pois a mesma é uma variável importante relacionada ao metabolismo do sistema aquático.

Pesquisas referentes de análises de água próxima de lixão a céu aberto é verificado alguns resultados pertinentes, nesse sentido MEDEIROS *et al.* (2008a) realizou o diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo, para tanto, através de seus resultados observou-se que os parâmetros analisados apresentaram valores próximos em área de nascente e no entorno do lixão. Enquanto que SISSINO E MOREIRA (1996) na avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói-RJ,

constatou-se que a qualidade da água superficial e subterrânea é ruim, as mesmas estando acima dos limites permissíveis pela legislação ambiental.

Segundo SANTANTA E BARRONCAS (2007), em seu estudo, mostram que o aterro sanitário é um dos principais responsáveis pelo impacto ambiental observado nos corpos hídricos estudados.

3.6.1. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Os índices de qualidade das águas são úteis quando existe a necessidade de sintetizar a informação sobre vários parâmetros da água, visando informar de maneira mais clara ao público leigo e orientar as ações de gestão da qualidade da água. Apresentam vantagens do uso de índices, como a facilidade de comunicação com o público não técnico e também pelo fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número. Em contrapartida, a principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre elas (CETESB, 2003).

Estes índices, por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico (TOLEDO *et al.*, 2002). Segundo CARVALHO *et al.* (2000), a DBO₅ e o índice de qualidade da água são instrumentos fundamentais para o diagnóstico da qualidade ambiental de águas interiores, sendo importantes também no controle e gerenciamento dos recursos hídricos.

A qualidade da água bruta é avaliada conforme o valor do IQA (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas

Faixa	*Classificação (ANA, 2005)	Faixa	**Classificação (NSF-WQI)	Faixa	**Classificação (CETESB)
91 – 100	Ótima	91 – 100	Excelente qualidade	80 - 100	Ótima
71 – 91	Boa	52 – 79	Boa qualidade	52 – 79	Boa
51 – 70	Aceitável	37 - 51	Média qualidade	37 – 51	Aceitável
26 – 50	Ruim	20 – 36	Má qualidade	20 – 36	Imprópria para tratamento convencional
0 – 25	Péssima	0 - 25	Péssima qualidade	0 - 19	Imprópria

Fonte: *ANA (2005); ** GASTALDINI *et al.* (2003).

3.7. RESULTADOS DE ESTUDOS EM LIXÕES PELOS RESÍDUOS SÓLIDOS

BELI *et al.* (2005) em estudo de recuperação de áreas degradadas pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal – SP, onde buscaram avaliar a evolução do plano de recuperação, após quatro anos de desativação do antigo lixão. Verificaram que as mudas plantadas apresentavam problemas no seu desenvolvimento vegetativo por falta de manutenção da área; e através das análises microbiológicas indicaram a contaminação da água por coliformes fecais ($700 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$) e a análise química do solo mostrou altos teores de cobre ($3,5 \text{ mg kg}^{-1}$), ferro (28 mg kg^{-1}), manganês ($6,2 \text{ mg kg}^{-1}$), zinco ($9,4 \text{ mg kg}^{-1}$) e matéria orgânica (24 g kg^{-1}). Destacando a grande concentração de matéria orgânica oriundo do antigo lixão, isso explica o aspecto da água que flui na área e os resultados microbiológicos.

MEDEIROS *et al.* (2008a) estudando o diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo, verificaram na área do lixão tais resultados de análises químicas do solo: matéria orgânica (30 g dm^{-3}), pH (7,2), fósforo (44 mg kg^{-1}), potássio ($51,4 \text{ mmol dm}^{-3}$), Cálcio (33 mmol dm^{-3}), magnésio (11 mmol dm^{-3}), alumínio (1 mmol dm^{-3}), acidez potencial (7 mmol dm^{-3}), soma de bases ($95,4 \text{ mmol dm}^{-3}$), CTC ($102,4 \text{ mmol dm}^{-3}$), saturação por bases (93 %); e na área de cana de açúcar a 500 metros do lixão, verificou-se matéria orgânica (18 g dm^{-3}), pH (6,9), fósforo (30 mg kg^{-1}), potássio ($30,2 \text{ mmol dm}^{-3}$), cálcio (26 mmol dm^{-3}), magnésio (9 mmol dm^{-3}), alumínio (1 mmol dm^{-3}), acidez potencial (8 mmol dm^{-3}), soma de bases ($65,2 \text{ mmol dm}^{-3}$), CTC ($73,2 \text{ mmol dm}^{-3}$), saturação por bases (89 %). Em relação às

análises de águas destacou-se os parâmetros turbidez, nitrato e nitrogênio amoniacal devido suas concentrações estarem abaixo dos limites máximos permitidos para rios de classe 2, onde correspondem a 100 UNT, 10 mg L⁻¹ e 3,7 mg L⁻¹ (para pH menor que 7) (CONAMA, 2005).

Diagnosticou-se que o oxigênio dissolvido não atingiu o mínimo estabelecido por esta resolução, o qual corresponde 5 mg L⁻¹, enquanto que a concentração de DBO₅ atingiu 12 mg L⁻¹, tanto na área de nascente como também no entorno do lixão. Portanto, CHAPMAN E KIMSTACH (1996) apresentam como limites de DBO₅ em águas superficiais não poluídas 20 mg L⁻¹, ou de até 200 mg L⁻¹ em mananciais que sofrem descargas de efluentes.

SANTOS *et al.* (2008b) avaliaram a qualidade da água em mananciais no entorno do aterro sanitário de Cuiabá-MT, no qual encontraram teores de nitrato variando de 0,05 a 14 mg L⁻¹, sendo que a presença desse parâmetro acima dos limites estabelecidos pela legislação indica a presença de poluição.

MEDEIROS *et al.* (2008b), em diagnóstico da qualidade da água no lixão de Engenheiro Coelho verificou que os teores de oxigênio dissolvido foram superiores a 5 mg L⁻¹, e os valores de DBO₅ também foram superiores com valor médio de 157 mg L⁻¹ nos locais mais contaminados. Verificando assim que os parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio sofrem influência direta do chorume e pelo processo de percolação, infiltração, lixiviação e outros. Propiciando assim elementos diretamente para o lençol freático e cursos d'água, onde podem mudar as características das águas.

Estudos realizados por MEDEIROS *et al.* (2008b) em diagnóstico da qualidade de água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho no estado de São Paulo, onde foram realizadas análises químicas na área do lixão, a 200 e 500 metros, diagnosticou-se que os resultados de análises químicas no lixão indicam a necessidade de um plano de reposição da fertilidade da área. Enquanto que na área de adjacência houve diferenças significativas dos elementos químicos, destacando o fósforo, o qual variou de 5 a 54 mg dm⁻³ e de 6 a 163 mg dm⁻³ nas amostras coletadas a 200 e 500 metros de distância do lixão, nos anos de 2007 e 2008, tal variação pode ser oriunda pela distribuição de pontos de amostragem na área de estudo.

Para MEDEIROS *et al.* (2009) os resultados de análise química do solo no aterro do município de Poços de Caldas-MG demonstraram uma degradação no local de disposição dos resíduos e apresentaram elevados teores de manganês, o qual atingiu 45,7 mg dm⁻³, porém o principal problema diagnosticado refere-se ao seu

depauperamento, o que dificultaria a recuperação da área por meio de uma re-vegetação.

ALCÂNTARA *et al.* (2011) desenvolveu estudo da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT, no qual foram realizadas análises químicas em três áreas: natural (área testemunha), ativa (recebe resíduos diariamente) e inativa (antigo local de disposição, desativada há aproximadamente cinco anos); em cada área foram coletadas amostras nas profundidades (0-0,2m e 0,2- 0,4m), verificando assim no presente estudo maiores teores de matéria orgânica e CTC efetiva na área natural. Por outro lado, a acidez potencial apresentou maiores valores na área inativa. Indicando assim que os resíduos sólidos podem influenciar nos índices de qualidade do solo (VEZZANI E MIELNICZUK, 2009).

Segundo SISSINO E MOREIRA (1996), as áreas de lixões configuram como focos potenciais de poluição, influenciando negativamente a qualidade da saúde humana e ambiental nas regiões sob sua influência. No qual obtiveram resultados mostrando que as maiores concentrações dos metais pesados foram observadas no solo do sítio limítrofe ao aterro indicando a tendência à retenção desses elementos. E em relação à qualidade das águas subterrâneas e superficiais é ruim, destacando a presença de coliformes, de grande carga de compostos orgânicos expressos pelos valores de DQO (5.200 mg L^{-1}) e DBO (2.800 mg L^{-1}); e das concentrações de Fe ($6,4 \text{ mg L}^{-1}$), Mn ($2,4 \text{ mg L}^{-1}$), Ni ($0,12 \text{ mg L}^{-1}$) e Zn ($0,23 \text{ mg L}^{-1}$) acima dos limites permissíveis pela legislação ambiental. Nos quais esses problemas podem agravar na degradação ambiental, decrescendo a qualidade de vida dos moradores.

Em estudo na água do aquífero Alter do Chão na área do entorno de um lixão na cidade de Manaus-AM (ROCHA E HORBE, 2006), realizaram em dois períodos, no final do período chuvoso e na estiagem, em 18 poços e cacimbas. Constataram que a água está comprometida para consumo humano na quase totalidade dos poços amostrados, em consequência dos elevados teores de Al, Fe, As, Cd, Pb, Sb e Se, dos compostos nitrogenados e também por contaminações pontuais de Mn e Zn. No qual forma-se uma pluma de contaminação, que se expande no final do período chuvoso, estende-se para leste e sudeste do lixão, em função das direções naturais de fluxo do aquífero e do baixo potenciométrico gerado pelo igarapé que corta a área.

SANTANA E BARRONCAS (2007) avaliaram as consequências da liberação do chorume no sistema hídrico da bacia do Tarumã-Açu. Verificaram que as concentrações dos metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) estão muito acima

dos permitidos pela resolução 357/2005 do CONAMA em praticamente todos os locais amostrados, mostrando que o aterro sanitário é um dos principais responsáveis pelo impacto ambiental observado nos corpos hídricos estudados, permitindo afirmar que o chorume do aterro se dissolve por todo corpo hídrico estudado.

SILVINO (2008) em estudo da avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do rio coxipó, no município de Cuiabá – MT, verificou de maneira geral que o índice de qualidade da água foi boa/aceitável, como também observou qualidade ruim e péssima em alguns pontos, devido as parâmetros oxigênio dissolvido, fósforo, DBO.

Segundo SANTOS (2008a), avaliando o índice de qualidade da água superficial na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT apresentou-se 33 % **ruim** estando associada diretamente a má eficiência do sistema de tratamento de efluente destacando a matéria orgânica; 33 % **ótima** não tendo influência do aterro devido à topográfica do terreno e 17 % **boa**; 17 % **regular** devido, provavelmente, às matérias orgânicas e coliformes. Com isso, verifica-se a relação de vários parâmetros que podem influenciar na qualidade da água.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO

O local de estudo compreende uma área de disposição de resíduos sólidos (lixão) localizado no Km 10 da Rodovia BR 319, município de Humaitá, região sul do Estado do Amazonas, cujas coordenadas geográficas são 07° 33' 43,3" S e 63° 04' 08,34" W (Figura 4).

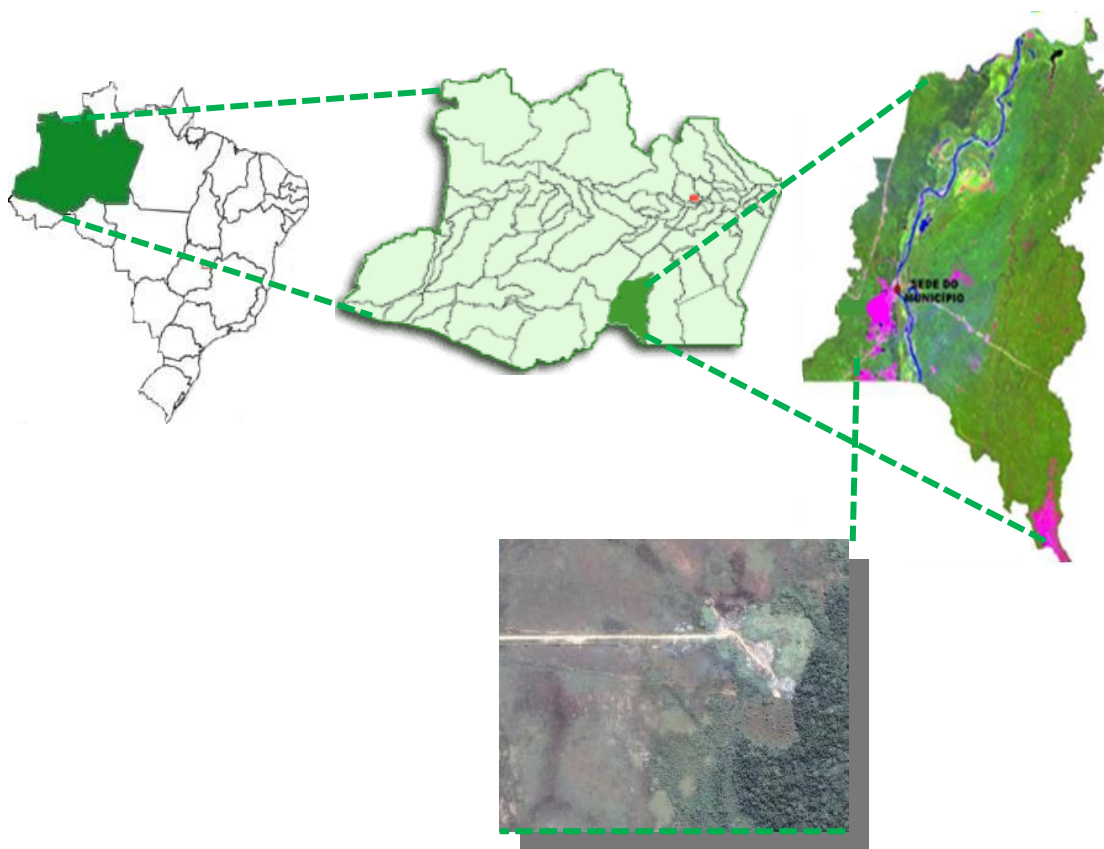


Figura 4. Área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Humaitá-AM.

O clima da região, segundo o critério de classificação de Köppen, pertence ao grupo A (Clima Tropical Chuvoso) e tipo climático AM (chuvas do tipo monção), apresentando um período seco de pequena duração. A pluviosidade está limitada pelas isoietas de 2.250 e 2.750 mm. A temperatura média anual varia entre 25°C e 27°C e a umidade relativa fica entre 85 e 90% (BRASIL, 1978).

O município de Humaitá possui um clima quente e úmido com duas estações do ano: uma chuvosa “inverno” que se estende de outubro a abril e outra de estiagem “verão” que esse estende de maio a setembro (INMET, 2009).

A altitude média do local é de 55 m em relação ao nível do mar. O solo da área de estudo foi classificado como Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CAMPOS, 2012).

4.2. AMOSTRAGEM DO SOLO

A amostragem de solo foi realizada em áreas de um hectare delimitados dentro da área de disposição (D), campo natural (C) e mata nativa (N); subdivididas em quatro quadrantes de 50 x 50m (Figura 5). A seguir uma breve descrição das áreas:

- i) Área de disposição (D): área que recebe diariamente resíduos sólidos urbanos.
- ii) Mata Nativa (N): área utilizada como referência, composta por fragmento de floresta nativa localizada próximo à área de disposição de resíduos;
- iii) Campo natural (C): área de campos naturais adjacente à área de disposição de resíduos sólidos.

Nas áreas denominadas D, N e C, um total de cinco amostras de solo foi retirado de cada quadrante (Santos *et al.*, 2005) nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm para a formação de uma amostra composta, utilizada para análises químicas do solo (pH em água e KCl, cálcio, magnésio, alumínio, potássio e fósforo disponíveis e acidez potencial) e de metais pesados.

As análises físicas e químicas foram analisadas no Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA) e na Faculdade de Ciências Agrárias (FCA) da Universidade Federal do Amazonas (UFAM).



Figura 5. Esquema ilustrativo das subáreas de estudo no lixão de Humaitá-AM.

Fonte: ADAPTADO, GOOGLE EARTH (2012)

Para a determinação das propriedades físicas do solo (densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, umidade e resistência do solo à penetração de raízes), uma amostra com estrutura indeformada foi coletada dentro de cada quadrante, nas profundidades de 0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 20 cm utilizando anéis metálicos de aproximadamente 5 x 5 cm.

4.2.1. Análises físicas do solo

A análise granulométrica foi realizada utilizando-se o método da pipeta, com solução de NaOH 0,1 N como dispersante químico. A fração argila foi separada por sedimentação, a areia grossa e fina por tamisação e o silte calculado por diferença seguindo metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). E para a determinação da classe textural foi utilizado o triângulo textural (SANTOS *et al.*, 2005).

A condutividade hidráulica saturada dos solos foi determinada em amostras confeccionadas em um cilindro plástico de 23 cm de altura e 2,5 cm de diâmetro, utilizando um permeâmetro de carga constante conforme metodologia proposta por EMBRAPA (1997).

Para a análise dos atributos densidade do solo, porosidade total, microporosidade e macroporosidade do solo, foi adotado o método do anel volumétrico e da mesa de tensão (EMBRAPA, 1997). As amostras foram submetidas ao processo de toalete,

sendo saturadas por capilaridade por um período de 24 horas, pesadas e levadas à mesa de tensão onde foram submetidas à tensão de 6 KPa. As amostras de solo permaneceram nessa tensão até que se estabeleceu o equilíbrio entre a água retida na amostra e a sucção aplicada. Depois disso, foram novamente pesadas e encaminhadas para realizar a avaliação da resistência do solo à penetração mecânica pelo método do penetrômetro eletrônico de bancada, modelo MA 933 da marca MARCONI (TORMENA *et al.*, 2007). Após essa determinação, as amostras foram encaminhadas a estufa a 105°C durante 24 horas, onde permaneceram até obtenção de peso constante, obtendo assim a terra final seca em estufa.

4.2.2. Análises químicas do solo

As amostras foram analisadas na Universidade Federal do Amazonas nos *Campi* de Humaitá e Manaus. As características avaliadas foram: pH em água e KCl, Ca^{2+} trocável, Mg^{2+} trocável, Al^{3+} trocável, potássio disponível (K) e fósforo disponível (P), acidez potencial (H+Al) utilizando-se metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Com base nos resultados das análises químicas, foram calculadas as somas de bases (SB), a capacidade de troca catiônica (CTC), a porcentagem de saturação por bases e por alumínio.

O carbono total foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado por YEOMANS E BREMNER (1988).

4.2.3. Análises de metais pesados no solo

Para as análises de metais pesados utilizou-se o método de espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado preconizado em 6010 C (USEPA, 2007). Foram determinados os teores totais de As, Cd, Pb, Cr, Hg e Ni. As análises foram realizadas no Laboratório Bioagri Ambiental de Piracicaba-SP. Devido ao método utilizado não ser o indicado para determinação do teor de mercúrio utilizou-se o método espectrofotometria de absorção atômica (POP PA 037). A interpretação foi realizada com base nos valores estipulados para solos do Estado de São Paulo, descrito em CETESB (2005).

4.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR)

Foram realizadas visitas *in loco* no Lixão de Humaitá-AM, onde através do formulário padronizado (*check list*), conforme (Tabela 1A), foi verificado as principais características do local, infraestrutura implantada e condições de operação. Sendo possível assim, de acordo com a avaliação dos valores referentes as pontuações, classificá-los como mostra a Tabela 4.

Tabela 4. Avaliação do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQAR.

IQAR	Avaliação
0 a 6,0	Condições Inadequadas
6,1 a 8,0	Condições Controladas
8,1 a 10	Condições Adequadas

Fonte: CETESB (2012)

4.4. AMOSTRAGEM DE ÁGUA

Para a realização da análise da água, foram coletadas amostras a montante e a jusante em um curso d'água a 130m da área de disposição de resíduos sólidos em sentido oeste-leste. O local possui característica de intermitência, ou seja, só possui água nos períodos de chuva na região (outubro a abril), com uma profundidade média de 1,25m e largura 2,50m.

Foram plotados 2 pontos usando um GPS Garmin Etrex no curso d'água, um a montante ((**P1.** 07° 33' 47,05" S e 63° 04' 02,97" W) e outro a jusante (**P2.** 07° 33' 48,84" S e 63° 03' 59,54" W)) de acordo com a Figura 6.



Figura 6. Pontos de Amostragem de água

Fonte: ADAPTADO, GOOGLE EARTH (2012).

As coletas para análises físico-químicas e metais pesados no igarapé foram coletadas no período chuvoso utilizando frascos de 500 mL e para coleta bacteriológica foram utilizados frascos de 250 mL preparados e esterilizados em laboratório.

Buscou-se preservar as amostras conservando-as em temperatura de 4°C até a fase de análises em laboratório, realizadas no Laboratório de Química e Limnologia da Universidade Federal do Amazonas nos *Campi* de Humaitá e Manaus e também no Laboratório Bioagri Ambiental de Piracicaba-SP.

4.4.1. Análise de águas

Nas amostras coletadas para fins de análises físicas, químicas e bacteriológicas foram analisadas pH, temperatura, condutividade elétrica, turbidez, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos, cor, ortofosfato, fósforo, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e coliformes termotolerantes. As análises foram realizadas segundo (APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970) (Tabela 5).

Tabela 5. Metodologias empregadas nas análises de água.

Parâmetros	Método	Procedimento
pH	Potenciométrico	(APHA, 2003)
Sólidos Totais Dissolvidos	Condutimétrico	(APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotométrico	(APHA, 2003)
Nitrogênio Total	Espectrofotométrico	(APHA, 2003)
Oxigênio Dissolvido	Titulométrico	(APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Nitrato	Espectrofotométrico	APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Nitrito	Espectrofotométrico	APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Ortofosfato	Espectrofotométrico	(APHA, 2003)
Fósforo	Espectrofotométrico	(APHA, 2003)
Alcalinidade	Titulométrico	(APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Cor	Espectrofotométrico	(APHA, 2003)
Turbidez	Turbidimétrico	(APHA, 2003)
Condutividade	(Condutimétrico)	(APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
DBO ₅	Titulométrico	(APHA, 2003; GOLTERMAN, 1970)
Temperatura	Termométrico	(APHA, 2003)
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos	(APHA, 2003)

Para as análises de metais (Fe, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Cr, Hg e Ni) utilizou-se o método de espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado preconizado em 6020 A (USEPA, 2007).

Os resultados foram comparados com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

4.4.2. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Na caracterização do IQA, foram utilizados alguns parâmetros que representam suas características físico-químicas e bacteriológicas. Estes parâmetros foram estabelecidos segundo a *National Sanitation Foudantion* (NSF) nos Estados Unidos, com isso nove parâmetros foram considerados mais representativos: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais.

Em cada parâmetro foi traçado curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações (Tabela 2A). A cada parâmetro foi atribuído um peso de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA/NSF (Tabela 6).

Tabela 6. Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) segundo *National Sanitation Foudantion* (NSF)

Parâmetros	Pesos
OD	0,17
DBO ₅	0,10
Coliformes Termotolerantes	0,15
Temperatura	0,10
pH	0,12
NitrogênioTotal	0,10
Fósforo	0,10
Sólidos Totais	0,08
Turbidez	0,08
Total	1,00

Então, o IQA foi calculado pelo produtório ponderado da qualidade de água correspondentes aos parâmetros conforme a fórmula:

$$IQA = \prod_{i=0}^9 qi^{wi}$$

Onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100.

qi = qualidade do parâmetro i obtido através da média de qualidade;

wi = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Os valores do índice variam entre 0 e 100, conforme especificado na Tabela 7, a seguir:

Tabela 7. Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA)

Descrição	Faixa
Péssima	0 – 19
Ruim	20 – 36
Regular	37 – 51
Boa	52 – 79
Ótima	80 – 100

Fonte: CETESB (2007).

4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e a teste de médias, utilizando-se o teste Tukey ao nível de 5 %, através do programa SISVAR versão 5.3.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Através da análise granulométrica das áreas estudadas, diagnosticou-se para uma classe textural franco-argilosiltosa (Tabela 8). Os teores de areia, silte e argila estão expressos na tabela 8 e variaram nas duas profundidades.

Observou-se que na camada de 20 a 40 cm há um aumento discreto no teor de argila e também uma pequena diminuição no teor de areia corroborando com os resultados de CAMPOS (2009); sendo causado por processos naturais (adensamento) e por ações antrópicas (SILVA E CABEDA, 2006). E verificou que os teores de silte são elevados nas áreas estudadas em decorrência principalmente à posição rebaixada, e ocorrência em depressões topográficas que favorecem a deposição de sedimentos mais finos CAMPOS (2009) *apud* ROSOLEN E HERPIN (2008).

Tabela 8. Composição granulométrica e classe textural^(x) de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.

	Areia	Silte	Argila	
	g kg ⁻¹			
Área	Profundidade (0-20 cm)			Classe Textural
N	157,46	539,62	302,92	Franco- Argilosiltosa
D	254,28	461,61	284,11	
C	115,01	577,82	307,17	
	Profundidade (20 – 40)			
N	119,62	521,31	359,07	Franco- Argilosiltosa
D	168,46	485,67	345,87	
C	97,15	590,15	312,70	

^(x) Segundo (SANTOS *et al.*, 2005).

N: Mata nativa; D: Lixão; C: Campo natural.

A natureza siltosa não tem coesão apreciável e nem plasticidade quando o solo está molhado (CAMPOS, 2013). Isto pode causar sérios problemas de infiltração e percolação do chorume oriundas de erosões, e carreamento do chorume para corpos d'águas próximos a área de disposição (D).

Nas áreas estudadas, os teores de areia são baixos e segundo KORF *et al.* (2008) são classificadas como inadequadas para depósito de resíduos sólidos, pois favorecem a

lixiviação em detrimento da retenção de poluentes. Ainda segundo KORF *et al.* (2008), solos com alto teores de argila indicam alta capacidade de retenção de metais pesados, e corrobora com KORF *et al.* (2008) *apud* ROUSE E PYRIH (1993), pois afirmam que solos com constituição argilosa podem agir como barreira geoquímica e prevenir o movimento de vários constituintes químicos e KORF *et al.* (2008) *apud* YOUNG *et al.* (1992) apontam que diversos estudos para retenção de metais em solos argiloso indicam alta capacidade de retenção de metais, inclusive com o incremento do pH.

Conforme ROCCA *et al.* (1993), o teor de argila de solo escolhido para disposição de resíduos sólidos urbanos e implantação de aterros deve conter teores em torno de 56 a 62%, e para teores inferiores a esses deve ser construído um sistema de impermeabilização. Observam-se, nesse estudo, que em todas as áreas os teores de argila são inferiores aos recomendados para aterros sanitários (Tabela 8) e que a disposição final dos resíduos sólidos está sendo realizada de forma inadequada podendo gerar problemas na qualidade do solo e dos corpos d'águas próximos ao lixão.

Os dados dos atributos físicos do solo nas três áreas são apresentados na tabela 9.

Tabela 9. Atributos físicos-hídricos de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.

Área	Ds g cm ⁻³	MaP	MiP (%)	VTP	Umidade	RSP MPa
Profundidade (0 – 5 cm)						
N	1,12b	9,64a	32,65a	42,30a	46,13a	1,38b
D	1,50a	7,17a	24,99b	32,16b	26,62b	3,51a
C	1,34ab	7,71a	26,25b	33,96b	30,60b	1,64b
Profundidade (5 – 10 cm)						
N	1,12b	8,86a	30,54a	39,41a	44,54a	1,24b
D	1,50a	5,12a	26,87a	31,99b	27,99b	2,91a
C	1,34ab	6,71a	27,78a	34,49ab	32,27ab	1,43b
Profundidade (10 – 20 cm)						
N	1,17b	7,90a	30,26a	38,17a	42,78a	1,44b
D	1,55a	4,77a	26,26a	31,03b	26,59b	3,15a
C	1,36ab	6,42a	27,82a	34,24ab	31,98ab	1,30b

Obs: Médias seguidas da mesma letra minúscula em colunas não diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

N: Mata nativa; D: Lixão; C: Campo natural; Ds: densidade do solo; MaP: macroporosidade do solo; MiP: microporosidade do solo; VTP: volume total de poros; RSP: resistência do solo a penetração.

A densidade do solo nas áreas estudadas apresentaram diferenças significativas em ambas as profundidades, tendo a mata nativa (N) apresentado valores inferiores a área de disposição (D) e ao campo natural (C), as quais foram estatisticamente iguais (Tabela 9). Não houve diferença entre as profundidades (Tabela 3A). Entretanto, verificou-se valores menores nos horizontes superficiais com acréscimo em profundidade para todas as áreas, com destaque para a profundidade de 10-20 cm, corroborando com ABREU *et al.* (2003).

Os valores de densidade do solo variaram entre os mínimos e os máximos nas áreas estudadas (Tabela 9). Na área de disposição (D) variaram entre 1,26 a 1,66 g cm⁻³, no campo natural (C) entre 1,29 a 1,48 g cm⁻³ e na mata nativa (N) entre 0,81 a 1,45 g cm⁻³ esses resultados na área (N e C) corroboram com CAMPOS (2009). Segundo FERREIRA *et al.* (1999) valores variando de (0,91 a 1,48 g cm⁻³), estão dentro do esperado para áreas naturais em ambientes amazônicos com teores elevados de argila.

ARSHAD *et al.* (1996) afirmam que solos com textura franco argilosiltosa os valores de densidade do solo acima de 1,60 g cm⁻³ pode influenciar o crescimento do sistema radicular; 1,65 g cm⁻³ é o valor correspondente a densidade crítica, que impõe restrições severas ao crescimento das raízes; e o valor de 1,40 g cm⁻³ seria o ideal para a classe textural do solo. Neste estudo todas as áreas apresentaram valores abaixo do nível crítico, porém na área D apresentam valores elevados e que com o decorrer do tempo e tráfego de máquinas podem dificultar o crescimento radicular.

A macroporosidade na área de disposição (D), mata nativa (N) e campo natural (C) não diferiram estatisticamente (Tabela 9). Verificando redução da macroporosidade na área D, as quais são intensamente alteradas pelo tráfego de máquinas no momento da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, corroborando com (RALISCH *et al.*, (2008) *apud* BERTOL *et al.*, 2000) afirma que a movimentação de máquinas reduzem a macroporosidade, porém os valores obtidos em todas as áreas estudadas foram inferiores ao limite 0,10 m³ m⁻³, proporcionando assim que as trocas gasosas e o crescimento das raízes da maioria das culturas podem ser prejudicadas (CARDOSO *et al.*, (2011) *apud* TAYLOR E ASHCROFT, 1972).

A microporosidade e a porosidade total apresentaram diferença significativa na profundidade 0 a 5 cm, tendo a área mata nativa (N) apresentado valores superiores à área de disposição (D) e campo natural (C), que foram estatisticamente iguais (Tabela 9). Verificaram-se valores mais elevados nos horizontes superficiais decrescendo em profundidade, com destaque para a área (N).

Os valores de microporosidade (Tabela 9) são fortemente influenciados pela textura, teor de carbono orgânico, e tem pouca influencia pelo aumento da densidade do solo ocasionada pelo tráfego de máquinas (NEVES JÚNIOR *et al.*, (2013) *apud* SILVA E KAY, 1997). Esse mesmo parâmetro ocorre uma compensação, ficando evidente a diminuição da porosidade total nas áreas estudadas de acordo com a profundidade, e também houve redução na área de disposição (D) e campo natural (C) em relação à mata nativa (N), entretanto o tráfego de máquinas na área de disposição (D) propicia a transformação dos poros grandes em pequenos, aumentando a água retida pelo solo e, conseqüentemente, fazendo com que a macroporosidade apresente valores menores.

A porosidade total mostrou-se inversamente proporcional a densidade do solo (Tabela 9), confirmando um aumento na compactação e redução dos espaços vazios do solo na área D, enquanto que na área N e C fica evidenciado um solo mais poroso e permeável corroborando com (SANTANA, 2009). Dessa maneira, na área D pode propiciar a erosão, aumento do escoamento superficial, diminuição de água para as plantas e restrição radicular das culturas (REICHERT *et al.*, 2007), gerando sérios problemas nas áreas estudadas tais como carreamento e percolação do chorume gerados pela decomposição dos resíduos sólidos urbanos e dificuldades para recuperar a área degradada.

A umidade do solo apresentou diferença significativa, tendo a área mata nativa (N) apresentado valores superiores a área de disposição (D) e campo natural (C), que foram estatisticamente iguais (Tabela 9), corroborando com FIGUEIREDO *et al.* (2000) afirmando que a umidade é o fator que controla a quantidade de deformação que poderá ocorrer no solo.

Verificou-se em todas as profundidades que à medida que a densidade do solo diminuiu a umidade aumentou, devido à baixa compressibilidade da água que ocupa a maioria dos poros para condições do grau de saturação próximo de 100 % (JUNIOR E ESTANISLAU, 1999). A área mata nativa (N) apresentou maior umidade em relação à área de disposição (D) e campo natural (C), esse comportamento pode ser afirmado pela maior infiltração de água no solo, menor evaporação de água decorrente da cobertura do solo por resíduos e pelo dossel que impedem que toda água precipitada alcance o solo com alta velocidade, enquanto que as áreas de disposição (D) e campo natural (C) recebem precipitação direta, a qual propicia erosão e lixiviação, outro motivo é o tráfego de máquinas que aumenta a densidade do solo e resistência do solo à penetração,

propiciando a diminuição da porosidade total e umidade, e pela radiação solar que aumenta o processo de evaporação (SALTON E MIELNICZUK, 1995).

A resistência do solo à penetração apresentou diferença significativa, tendo a área de disposição (D) apresentado valores superiores a área mata nativa (N) e campo natural (C), que foram estatisticamente iguais (Tabela 9). Observou-se que os resultados encontrados na área mata nativa (N) e campo natural (C) foram menores, significando pouca limitação ao crescimento radicular. Por outro lado, foi possível comprovar que a área de disposição (D) apresenta maior resistência à penetração em todas as profundidades, sendo decorrentes do intenso tráfego de máquinas no momento da descarga dos resíduos sólidos, proporcionando assim menores aerações do solo, maiores lixiviações e aumento do escoamento superficial. Ainda foi diagnosticado a existência de valores de resistência à penetração superiores a 2 MPa na área de disposição (D), especialmente na camada situada entre 0 e 5 cm.

Essa informação é de grande relevância, uma vez que este valor é frequentemente assumido como crítico de resistência à penetração, a partir do qual, o desenvolvimento radicular das culturas pode ser grandemente prejudicado (TORMENA *et al.*, 1998; TORMENA E ROLLOF, 1996). Entretanto, vale ressaltar que este limite ainda não está completamente estabelecido e aceito, sendo que diversos autores verificaram que a resistência à penetração crítica ao desenvolvimento de raízes de diversas plantas situa-se entre 1 MPa e 3,5 MPa (MEROTTO; MUNDSTOCK, 1999). A variação desses valores críticos deve-se a fatores associados ao tipo de planta, teor de argila do solo, sistema de condução do experimento e ao sistema de manejo do solo.

Todos esses valores críticos têm como objetivo principal ao sistema de manejo do solo e desenvolvimento radicular das culturas. No entanto, o presente estudo foi realizado em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos, que de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos deverão ser desativados, por causarem alterações nos sistemas terrestres e aquáticos. SOANE E OUWERKERK (1994), afirmam que as modificações nos solos compactados são consequência dos seguintes fatores: aumento da resistência mecânica do solo à penetração radicular, redução da aeração, alteração do fluxo de água e calor e da disponibilidade de água e de nutrientes. Assim, num determinado tempo e local, um desses fatores pode restringir o desenvolvimento das plantas, a depender do tipo de solo, da condição climática, da espécie e do estágio de desenvolvimento da planta. Sendo evidenciado que os resultados obtidos serão de suma

importância na recuperação da área de disposição (D) em caso de uma futura descompactação.

A condutividade hidráulica do solo saturado nas áreas de disposição (D), mata nativa (N) e campo natural (C) diferiu significativamente na profundidade superficial, tendo a área campo natural (C) apresentado valores inferiores a área de disposição (D) e mata nativa (N), que foram estatisticamente iguais (Tabela 10).

Tabela 10. Ks e Dp de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.

Área	Ks cm h ⁻¹	Dp g cm ⁻³
Profundidade (0-20 cm)		
N	0,066a	2,41a
D	0,039a	2,55a
C	0,003b	2,38a
Profundidade (20-40 cm)		
N	0,021a	2,38a
D	0,016a	2,49a
C	0,014a	2,39a

Obs: Médias seguidas da mesma letra minúscula em coluna não diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

N: Mata Nativa; D: Lixão; C: Campo natural; Ks: Condutividade hidráulica saturada; Dp: Densidade de partículas.

Verificaram-se valores mais elevados nos horizontes superficiais com decréscimo em profundidade para todas as áreas, com destaque para a área mata nativa (N), que apresentou valores altos indicando uma condição propícia à infiltração de água no solo, corroborando com os resultados de CAMPOS (2009).

Segundo MARQUES *et al.* (2008), em estudo de uma topossequência na região amazônica, afirma que as mudanças na condutividade hidráulica saturada estão relacionadas com alterações nas propriedades físicas do solo e posição no relevo, do que com a cobertura vegetal. O tráfego de máquinas na disposição dos resíduos sólidos urbanos influencia nos aspectos físicos do solo e, conseqüentemente, altera a condutividade hidráulica do solo, ficando evidente na área de disposição (D), concordando com MESQUITA E MORAES, (2004), os quais afirmam que a condutividade hidráulica do solo é altamente influenciada pelas propriedades físicas do solo como porosidade (macro e micro), textura e agregação.

Em relação da densidade de partículas não houve diferença significativa nas áreas estudadas (Tabela 10). Verificaram-se valores mais elevados nos horizontes superficiais com decréscimo em profundidade nas áreas de disposição (D) e campo natural (C), porém os valores são estatisticamente iguais.

Os resultados obtidos foram considerados baixos conforme COSTA (2004), que cita valor médio em torno de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ e corroboraram com os resultados de CAMPOS (2009). A ausência de grandes diferenças na densidade de partículas entre as áreas de estudo avaliadas, segundo BRADY (1989), o qual afirma que é comum ocorrer este tipo de comportamento porque a densidade de partículas depende em grande parte do material de origem e, portanto, apresenta pouca ou nenhuma diferença para uma mesma classe de solo avaliada, justificando a similaridade e homogeneidade dessa propriedade nas distintas áreas e profundidades avaliadas. Na área de disposição (D) não houve grandes alterações na densidade de partículas do solo. Este resultado pode ser atribuído à presença da matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, pois a matéria orgânica apresenta menor massa por unidade de volume em relação às partículas minerais, por ser composta por moléculas grandes e amorfas (KIEHL, 1979; BRADY, 1989; GONÇALVES, 2002).

5.2. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

Na tabela 4A está expresso o resumo da análise de variância dos atributos químicos avaliados. Os resultados variaram entre as áreas e profundidades avaliadas.

Na profundidade de 0 a 20 cm, observaram-se diferenças entre os valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, Al^{3+} trocável, Mg^{2+} trocável e saturação de alumínio (m). Na profundidade de 20 a 40 cm, foram observadas diferenças estatística para $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, Mg^{2+} trocável e capacidade de troca de cátions efetiva (t) (Tabela 11). Para os atributos pH_{KCl} , acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$), potássio disponível (K), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) e carbono orgânico (CO) apesar do teste de F da análise de variância ter indicado haver diferença entre as médias (Tabela 4A), o teste de Tukey a 5% de probabilidade não evidenciou estas diferenças (Tabela 11).

Para o atributo acidez ativa ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) observou-se que esta é maior na mata nativa (N) quando comparada as demais áreas, na profundidade de 0 a 20 cm. Segundo a CFSEMG (1999) os valores demonstram que a acidez ativa é elevada em ambas as profundidades estudadas (Tabela 11). Corroborando com CAMPOS (2009) que

verificou poucas variações e elevada acidez ativa. Por outro lado MEURER (2000) afirma que a presença elevada de acidez nos solos pode ser decorrente da adição frequente de matéria orgânica, devido à capacidade que os grupos funcionais da matéria orgânica apresentam em liberar ou receber íons H^+ . Também pelos processos de decomposição e de mineralização levando à produção de substâncias orgânicas de caráter ácido, reduzindo, assim, o pH do solo, principalmente nas camadas mais superficiais (FIALHO *et al.*, 1991).

Tabela 11. Atributos químicos de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.

Área	pH		Al ³⁺	H+Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K	P	SB	t	T	V	m	CO
	H ₂ O	KCl		cmol _c kg ⁻¹			mg dm ⁻³			cmol _c kg ⁻¹		(%)		g kg ⁻¹
Profundidade (0-20 cm)														
N	3,70b	3,43a	5,55a	11,8a	0,00a	0,33b	29,5a	1,83a	0,41a	5,96a	12,2a	4a	93a	19,6a
D	4,64a	3,66a	3,67ab	7,30a	0,57a	0,31b	99,0a	3,10a	1,14a	4,81a	8,44a	15a	76ab	18,7a
C	4,83a	3,67a	2,27b	7,17a	1,40a	0,82a	19,5a	1,68a	2,27a	4,55a	9,45a	25a	49b	20,2a
Profundidade (20-40 cm)														
N	4,17b	3,48a	5,47a	12,1a	0,02a	0,21ab	21,0a	1,83a	0,29a	5,76ab	12,4a	2a	95a	19,1a
D	4,68ab	3,70a	5,17a	7,75a	1,30a	0,17b	134a	9,16a	1,81a	6,99a	9,57a	18a	76a	17,2a
C	4,86a	3,55a	4,25a	8,29a	0,28a	0,47a	16,0a	1,59a	0,80a	5,05b	9,09a	10a	83a	18,3a

Obs: Médias seguidas da mesma letra minúscula em colunas não diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

N: Mata nativa; D: Disposição; C: Campo natural; CO: carbono orgânico; Al³⁺: Alumínio trocável; Ca²⁺: Cálcio trocável; Mg²⁺: Magnésio trocável; H+Al: Acidez potencial; P: Fósforo; K: Potássio; SB: Soma de bases; t: Capacidade de troca de cátions efetiva; T: Capacidade de troca de cátions a pH 7,0; V: Saturação por bases; m: Saturação por alumínio.

Os valores de pH do solo nas áreas estudadas foram menores aos obtidos por MEDEIROS *et al.* (2008a) e MEDEIROS *et al.* (2008b), no Lixão de Vargem Grande do Sul e no de Engenheiro Coelho no estado de São Paulo, quando se atingiram valores médios respectivamente, 7,05 e 7,03, e valores próximos ao medido por ALCÂNTARA *et al.* (2011) no município de Cáceres-MT, alcançando valores de 5,31 a 5,72. Considerando a mata nativa (N) como referência (pH_{H_2O} 3,70 e 4,17) a área de disposição resíduos sólidos urbanos de Humaitá-AM reduziu a acidez ativa (pH_{H_2O} 4,64 e 4,68) apresentando-o menos ácido (Tabela 11).

Com os resultados de pH em água e KCl se determinou o ΔpH que em geral são negativos indicando predominância de carga líquida negativa em todas as áreas e profundidades (ALBUQUERQUE *et al.*, 2005), entretanto os valores ΔpH foram maiores na área de campo natural (C), evidenciando solos pedogeneticamente menos evoluídos, quando comparados a mata nativa (N) e área de disposição (D), concordando com CAMPOS (2009). Ficando comprovada a baixa fertilidade natural nas áreas de disposição (D), mata nativa (N) e campo natural (C), oriundas principalmente das intensas precipitações ao longo dos anos, relevo e a exposição do uso e ocupação do solo.

Em relação ao Al^{3+} trocável observou-se que este é maior na mata nativa (N) quando comparada ao campo natural (C), porém, igual à área de disposição (D) na profundidade de 0 a 20 cm (Tabela 11). Segundo a CFSEMG (1999) os valores do Al^{3+} trocável em todas as áreas estudadas podem ser classificados como muito alto. Discordando de (MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e ALCÂNTARA *et al.*, 2011) que apresentaram resultados inferiores em estudo de área de disposição de resíduos sólidos urbanos e corroborando com MARTINS *et al.* (2006) que evidencia valores menores na superfície devido aos maiores teores de carbono orgânico/matéria orgânica e CAMPOS (2009) que estudou os solos em uma transição campos/mata na região de Humaitá-AM, o qual afirma que este fato pode estar relacionado com a natureza dos sedimentos que formaram o material de origem e pela elevada acidez que condiciona uma solubilidade do alumínio no solo, ou seja, aumentam suas concentrações e provocam deficiência de bases.

Os valores de $H + Al$ são elevados, com comportamento crescente em profundidade em todas as áreas estudadas (Tabela 11). Entre as áreas, verificou-se que a mata nativa (N) apresentou os maiores resultados, oriunda da maior lixiviação promovida pelo intenso regime hídrico associado às melhores condições de drenagem

(MARTINS, 2001). Corroborando com as observações de SMYTH (1996); CAMPOS (2009); MARTINS (2001), e diferindo dos resultados de (MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e ALCÂNTARA *et al.*, 2011) por motivo de apresentar baixa acidez do solo.

Independente da área e da profundidade os teores de Ca^{2+} trocável foram estatisticamente iguais (Tabela 11), porém a classificação destes segundo a CFSEMG (1999) na mata nativa (N) os teores são muito baixo independente da profundidade de amostragem, contudo, na área de disposição (D) estes são considerados baixo na profundidade de 0 a 20 cm e médio na de 20 a 40 cm. Para o campo natural (C) estes valores são médios para a profundidade de 0 a 20 cm e baixo para a de 20 a 40 cm.

Os resultados de Ca^{2+} trocável nas áreas estudadas corroboram com CAMPOS (2009) e ALCÂNTARA *ET al.* (2011) e diferem de (MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e BELI *et al.*, 2005), ficando evidente que as deficiências de cálcio trocável é provenientes da lixiviação, erosão hídrica e percolação da água (NOVAIS *et al.*, 2007).

Os teores de Mg^{2+} trocável foram superior no campo natural (C) em relação às demais áreas (Tabela 11) nas duas profundidades avaliadas, provavelmente isto esteja relacionado a menor lixiviação deste cátion nesta área, concordando com CAMPOS (2009), fatos estes relacionados com a natureza dos sedimentos e material de origem. Os teores de Mg^{2+} trocável apresentaram-se baixo na mata natural (N) e na área de disposição e médio para o campo natural (C) independente da profundidade, segundo a CFSEMG, (1999) (Tabela 11). Corroborando com outros estudos em área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (ALCÂNTARA *et al.*, 2011) e diferindo de (MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e BELI *et al.*, 2005).

Os teores de potássio disponíveis (K) não apresentaram diferenças significativas nas áreas estudadas (Tabela 11). Estes teores podem ser classificados como alto (profundidade de 0 a 20 cm) e muito alto (profundidade de 20 a 40 cm) na área de disposição (D) e baixo nas demais áreas, independente da profundidade segundo a CFSEMG, (1999), corroborando com CAMPOS (2009) o qual afirma que solos dessa natureza apresentam valores baixos de bases trocáveis, o qual difere da área de disposição (D) devido diariamente serem dispostos resíduos sólidos urbanos.

No entanto, MIELNICSUK (1982) afirma que o potássio trocável (K^+) varia em função da CTC, matéria orgânica, teor de argila e do pH do solo e, como a área estudada se encontra em locais de grande intensidade de chuva, propiciam maiores perdas por

lixiviação, confirmando tais resultados obtidos. Resultados esses que corroboram com (MEDEIROS *et al.*, 2008a; BELI *et al.*, 2005) e diferem dos resultados de MEDEIROS *et al.*, 2008b; ALCÂNTARA *et al.* (2011), ficando evidente que o teor de matéria orgânica nas áreas de disposição de resíduos sólidos, influencia no aumento da concentração de potássio trocável, ficando comprovando na área (D), pois segundo OLIVEIRA (2010) o município de Humaitá-AM produz diariamente grande quantidade de matéria orgânica.

Os resultados demonstraram que não há diferença nos teores de fósforo disponível (P), quer seja entre as áreas e as profundidades estudadas (Tabela 11). Estes teores podem ser classificados como muito baixo segundo a CFSEMG (1999). Entretanto, observa-se uma tendência ao acúmulo de fósforo disponível na profundidade de 20 a 40 cm na área de disposição de resíduo (Tabela 11).

Na área de disposição (D) os resultados corroboram com ALCÂNTARA *et al.* (2011); MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e BELI *et al.* (2005), que apresentaram valores superiores nas áreas de disposição (D), isto provavelmente esteja associado aos resíduos que são dispostos nos locais sem nenhum tratamento (matéria orgânica; detergentes) que influencia diretamente na concentração do fósforo disponível (P). Em contrapartida, a área de disposição discorda de CAMPOS (2009) e SILVA *et al.* (2006) que verificaram que os teores de fósforo disponíveis apresentam comportamento similar à matéria orgânica, ou seja, apresenta tendência decrescente em relação à profundidade, evidenciando a pouca mobilidade e a baixa solubilidade de seus compostos, sobretudo em solos de natureza ácida, enfatizando e confirmando os resultados obtidos na área de campo natural (C) e mata nativa (N).

Para os atributos a soma de bases (SB) e saturação por base (V%) não houve diferença significativa entre as áreas estudadas (Tabela 11). Na mata nativa (N) os atributos estão classificados como muito baixo. No campo natural (C) e na área disposição (D) observou uma melhoria na classificação dos teores que passaram a médio e baixo respectivamente, na profundidade de 0 a 20 cm segundo a CFSEMG (1999). Evidenciou-se também uma melhoria da classificação da soma de bases (SB) na camada de 20 a 40 cm, na área de disposição (D) passando sua classificação como média segundo a CFSEMG (1999). Tais resultados concordam com CAMPOS (2009) e ALCÂNTARA *et al.* (2011) ficando comprovado que os valores obtidos (baixo a médio) são em função do alto grau de intemperismo e lixiviação do clima tropical chuvoso.

A capacidade de troca de cátions efetiva (t) o maior valor foi observado para a área de disposição (D) na profundidade de 20 a 40 cm (Tabela 11). Em geral, os valores de capacidade de troca de cátions efetiva (t) estão classificados como alto segundo a CFSEMG (1999). Para a capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) não foi observado diferenças entre as áreas e as profundidades e seu valores também podem ser considerados altos, exceto na profundidade de 0 a 20 cm da área de disposição de resíduo (D). Concordando com CAMPOS (2009); ALCÂNTARA *et al.* (2011); MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e BELI *et al.* (2005), ficando evidente que os valores elevados, são consequências da mineralogia dos solos, e quanto maior a CTC do solo maior será a retenção dos metais catiônicos. Por outro lado, a baixa capacidade de adsorção de cátions do solo da área de disposição pode aumentar a mobilidade dos metais na fase líquida, o que aumenta a probabilidade de contaminação dos aquíferos pelos metais presentes nos resíduos sólidos urbanos.

Em contrapartida, os valores de saturação por alumínio (m%) foram acima de 49 % (Tabela 11), valores coerentes com os encontrados por CAMPOS (2009); MARTINS *et al.* (2006) e ALCÂNTARA *et al.* (2011).

Os teores de carbono orgânico (CO) para as diferentes cobertura e profundidade podem ser classificados como médio segundo a CFSEMG (1999) (Tabela 11). De acordo com os resultados apresentados na tabela 11, pode-se observar que a área de disposição não alterou o teor de carbono orgânico nas diferentes áreas e profundidades, pois os valores foram estatisticamente iguais. Corroborando com os resultados de CAMPOS (2009); ALCÂNTARA *et al.* (2011); MEDEIROS *et al.*, 2008a; MEDEIROS *et al.*, 2008b e BELI *et al.* (2005).

Os teores de carbono orgânico/matéria orgânica foram superiores na área de campo natural (C) e mata nativa (N), pois essas áreas apresentam cobertura vegetal natural, fator que contribui para preservação dos teores de carbono orgânico/matéria orgânica no solo. Em contrapartida, apesar da área de disposição (D) receber uma média de 5 ton dia⁻¹ de resíduos orgânicos (OLIVEIRA, 2010), a movimentação e o revolvimento do solo para manutenção e aterramento provavelmente reduz a proteção física da matéria orgânica do solo (ALCÂNTARA *et al.*, (2011) *apud* OLIVEIRA *et al.*, 2004), bem como favorece a sua decomposição, comprovando os resultados obtidos.

5.3. METAIS PESADOS NO SOLO

Em algumas amostras os elementos apresentaram valores inferiores aos limites estabelecidos pela CETESB (2005) (Tabela 12) dentre estes estão os elementos cádmio, cromo e níquel. Na área de disposição (D) apresentaram alguns resultados que estão acima dos limites estabelecidos, como mercúrio, arsênio e chumbo, sendo que tais metais estão entre as três substâncias mais tóxicas, necessitando de prioridade de monitoramento e controle (GUILHERME, 1999). Estes resultados, possivelmente estejam relacionados com a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, oriundas principalmente de pilhas comuns, lâmpadas fluorescentes, baterias de celulares, compostos eletrônicos, óleos lubrificantes e embalagens de tintas (RODRIGUES, 2004). Por outro lado, o alto teor de Pb no solo, pode ser proveniente da baixa mobilidade desse metal no perfil do solo, da sua elevada adsorção na fase sólida (inorgânica e orgânica) e sua capacidade de se acumular na camada superficial do solo (FERNANDES *et al.*, 2011).

De maneira geral, os teores totais dos metais pesados encontrados nas áreas estudadas (Tabela 12) apresentam-se de maneira geral dentro dos valores considerados normais em Cambissolos com predominância acentuada do caráter distrófico sugerido por FADIGAS *et al.* (2002).

Tabela 12. Metais pesados de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico nas áreas estudadas.

Metais	V.R	N		D		C	
		Profundidade (cm)					
mg kg ⁻¹		0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Cádmio	<0,	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chumbo	17	12,5	15	15	18	11	12,5
Mercúrio	0,05	< 0,05	< 0,05	0,13	0,06	< 0,05	< 0,05
Cromo	40	17,5	20	23	26	14	16,5
Níquel	13	1,9	2,7	2,8	3,5	< 1	< 1
Arsênio	3,5	2,8	3,2	2,2	3,8	< 1	1,45

V.R= Valor de referência segundo CETESB (2005).

N: Mata nativa; D: Disposição; C: Campo natural.

Os baixos teores de metais pesados na área de mata natural (N) e campo natural (N) podem estar relacionados às propriedades químicas dos metais e das características

do solo, tais como: pH, textura, CTC, competição entre metais, temperatura do solo e atividade microbiana (ALLOWAY, 1995), dentre os quais o pH está entre as que mais afetam a distribuição química, mobilidade e disponibilidade de metais pesados no solo, pois o aumento de pH promove um aumento de cargas negativas na superfície e, consequentemente, a CTC é aumentada, favorecendo a atração eletrostática entre o solvente e o metal (SPOSITO, 2008), pois quanto maior a CTC, mais sítios de adsorção estarão disponíveis nos colóides do solo para adsorver metais. Por outro lado, esses fatores são provenientes da desprotonação dos grupamentos ácidos da matéria orgânica e da superfície dos óxidos, na formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis com os metais na complexação mais efetiva pela matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995).

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que os resíduos sólidos urbanos na área de disposição não interferiram na área de mata nativa e campo natural. Esses resultados diferem de outros relatos, como por exemplo, os estudos de SISINNO E MOREIRA (1996); MOREIRA *et al.* (2010); FILHO *et al.* (2012), os quais verificaram teores elevados de Pb na área de lixões (aterro); MUÑOZ (2002) encontrou altas concentrações de metais pesados nas amostras de solo e vegetais da área do aterro Sanitário de Ribeirão Preto-SP; e MELO *et al.* (2001) estudaram a área onde foi realizada a disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo- RS por cerca de oito décadas de uso, verificaram elevados teores de Hg, Zn, Cu, Fe, Cr, Ni e Mn no solo; e ALCANTARA *et al.* (2011) verificaram teores abaixo dos limites estabelecidos pela CETESB (2005) na área de disposição e adjacências do lixão do Município de Cáceres-MT.

Portanto, o transporte e a retenção de metais pesados em solos de área de disposição de resíduos sólidos urbanos tem sido motivo de muitos estudos, sendo que o comportamento observado é do grande potencial de retenção de metais no solo, em especial nos argilosos (SUSUKI *et al.*, 2005), corroborando com KORF *et al.* (2008) e LANGE *et al.* (2002). Em contrapartida, nas áreas estudadas, verificaram-se baixos teores de argila, o qual contribui para uma menor CTC e, consequentemente, menor adsorção de metais, concordando com os resultados de PIERANGELI *et al.* (2001), deixando assim indisponível cargas negativas onde os metais pesados poderiam se ligar, com capacidade de imobilizar o metal, diminuiria os riscos de lixiviação e, consequentemente, evitaria a contaminação das águas superficiais, subterrâneas e dos solos próximos ao local de estudo (ZANCHETTA, 2007).

5.4. ÍNDICE DA QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS (IQAR)

A avaliação do índice de qualidade de aterro de resíduos sólidos – IQAR (CETESB, 2012) na área de disposição dos resíduos sólidos de Humaitá-AM permitiu analisar as características locais, estrutura implantada e condições operacionais (Tabela 13, 14 e 15), sendo assim classificando a área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 13. Resultados da avaliação das características do local de disposição de resíduos sólidos com seus pontos correspondentes.

CARACTERÍSTICAS DO LOCAL			
SUB-ITEM	AValiação	PESO	PONTOS
Capacidade de suporte do solo	Adequada	5	0
	Inadequada	0	
Permeabilidade do solo	Baixa	5	2
	Média	2	
	Alta	0	
Proximidade de núcleos habitacionais	Longe > 500 m	5	5
	Próximo	0	
Proximidade de corpos d'água	Longe > 200 m	3	1
	Próximo	0	
Profundidade do Lençol Freático	Maior 3 m	4	0
	De 1 a 3 m	2	
	De 0 a 1 m	0	
Disponibilidade do material para recolhimento	Suficiente	4	4
	Insuficiente	2	
	Nenhum	0	
Qualidade do material para recolhimento	Boa	2	0
	Ruim	0	
Condições de sistema viário-transito-acesso	Boas	3	2
	Regulares	2	
	Ruim	0	
Isolamento visual da vizinhança	Bom	4	0
	Ruim	0	
Legalidade da localização	Permitido	5	0
	Proibido	0	
Sub-total	Máximo	40	14

Verificou-se que as características do local de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá-AM (Tabela 13) apresentaram sérios problemas tais como: proximidades de corpos d'águas, catadores que utilizavam um semi poço artesiano para consumo de água, proximidade de núcleos habitacionais, escola e aeroporto municipal, condições precárias do sistema de acesso ao lixão e não há isolamento visual da vizinhança, todos esses problemas citados geram desconforto ao meio ambiente e a sociedade. Diante disto, vale ressaltar que segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (LEI Nº 12.305, 2010), os municípios terão que se adequar, elaborando Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e exaurir o lixão a céu aberto, evitando assim problemas dessa natureza.

Tabela 14. Resultados da avaliação da infraestrutura implantada no lixão, com seus pontos correspondentes.

INFRAESTRUTURA IMPLANTADA			
Cercamento da área	Sim	2	0
	Não	0	
Portaria/Guarita	Sim	1	0
	Não	0	
Controle de recebimento de cargas	Sim c/ balança	2	0
	Não s/balança	1	
	Não	0	
Acesso a frente de trabalho	Bom	2	0
	Ruim	0	
Trator de esteira ou compatível	Permanente	5	1
	Periodicamente	2	
	Inexistente	0	
Outros equipamentos	Sim	1	0
	Não	0	
Impermeabilidade da base do aterro	Sim	5	0
	Não	0	
Drenagem de chorume	Suficiente	5	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	

Drenagem de águas pluviais	Suficiente	2	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Drenagem de gases	Suficiente	3	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Sistema de tratamento de chorume	Suficiente	5	0
	Insufi./inexist.	0	
Monitoramento de águas subterrâneas	Suficiente	3	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Monitoramento de águas superficiais, lixiviados e gases	Suficiente	3	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Monitoramento da estabilidade maciços de solo e de lixo	Suficiente	3	0
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Atendimento a estipulações de projeto	Sim	2	0
	Parcialmente	1	
	Não	0	
Sub-total	Máximo	48	01

Na infraestrutura implantada (Tabela 14), constatou-se que não tem um portaria/guarita que controle o recebimento de resíduos sólidos diariamente, os mesmos são dispostos de qualquer forma sem ter sido realizado a impermeabilização da base do solo, como também se observou que não existem sistema de drenagem e monitoramento de chorume, gases, e águas pluviais, superficiais e subterrâneas. Fica-se evidente que, no local de disposição de resíduos sólidos urbanos, não existem controle e nem monitoramento nenhum em relação aos parâmetros que propiciaria o melhor funcionamento do local de disposição.

Tabela 15. Resultados da avaliação das condições operacionais no lixão, com seus pontos correspondentes.

CONDIÇÕES OPERACIONAIS			
Presença de elementos disperso vento	Não	1	0
	Sim	0	
Recobrimento diário do lixo	Sim	4	0
	Não	0	
Compactação do lixo	Adequada	4	1
	Inadequada	2	
	Inexistente	0	
Presença de urubus	Não	1	0
	Sim	0	
Presença de moscas em grandes quantidades	Não	2	0
	Sim	0	
Presença de queimadas	Não	1	0
	Sim	0	
Presença de catadores	Não	3	0
	Sim	0	
Criação de animais (bois)	Não	3	3
	Sim	0	
Descarga de resíduos de saúde	Não	3	0
	Sim	0	
Descarga de resíduos industriais	Não/adequada	4	0
	Sim/inadequada	0	
Funcionamento da drenagem de chorume	Bom	3	0
	Regular	2	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem pluvial definitiva	Bom	2	0
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem pluvial provisória	Bom	2	0
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem de gases	Bom	2	0
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de tratamento de chorume	Bom	5	0
	Regular	2	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de monit. das águas	Bom	2	0

subterrâneas	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de monit. das águas sup., lix. e gás.	Bom	2	0
	Regular	1	
	Inexistente	0	
	Bom	2	0
Funcionamento do sistema de monit. da estabilidade dos maciços	Regular	1	
	Inexistente	0	
Medidas corretivas	Sim/desnec.	2	0
	Não	0	
Dados gerais sobre o aterro	Sim	1	0
	Não	0	
Manutenção dos acessos internos	Boas	2	1
	Regulares	1	
	Péssimas	0	
Plano de fechamento de aterro	Sim	1	0
	Não	0	
Sub-total	Máximo	52	05

Em relação às condições operacionais, também apresenta sérios problemas (Tabela 15), pois não existe nenhum funcionamento de sistema de monitoramento na área de disposição e existe presença de catadores, o que é proibido em aterros sanitários, onde os mesmos, após a descarga dos caminhões queimam os resíduos para diminuir o volume e facilitar a sua coleta.

De modo geral, pode-se verificar que nas avaliações das características do local, estrutura implantada e condições de operações no Lixão de Humaitá-AM, ambas apresentam grande déficit segundo o IQAR. A somatória do total de pontos observados foi de 20 e a média das somatórias dos sub-itens ficou com **1,43**, apresentando condições inadequadas de características locais, estruturais e operacionais do lixão de Humaitá-AM.

5.5. ANÁLISE DE ÁGUA

Os resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas da água do igarapé próximo ao lixão de Humaitá-AM são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Parâmetros Físico-químicos e bacteriológico da água

Parâmetros	Unidade	Ponto 01	Ponto 02	V.M.P***
pH	-	5,88	5,27	-
Oxigênio Dissolvido	mg/L	2,9	5,5	>=5
Condutividade Elétrica	µS/cm	198,5	7,6	-
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	299	9,04	500
Cor	Unidade de Hazen **	12,716	29,92	75
Temperatura	°C	27	28	-
Turbidez	UNT*	14,1	28	100
Amônia	mg/L	1,138	0,08	-
Alcalinidade	mg/L	35	5	-
Nitrito	mg/L	0,025	<0,001	1
Nitrato	mg/L	1,358	0,009	10
Nitrogênio Total	mg/L	0,998	0,991	3,7
Ortofosfato	mg/L	0,041	0,039	0,025
Fósforo Total	mg/L	0,048	0,073	0,03
DBO ₅	mg/L	1,7	3,3	5
Coliformes	NMP/100 ml	1000	800	1000
Termotolerantes				

* Unidade Nefalométrica de Turbidez

** mg Pt-Co/L

*** Valores Máximos Permitidos pela Resolução CONAMA n°. 357/05.

O Igarapé, de acordo com suas características, foi classificado como águas doces de classe II, no qual podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato (CONAMA, 2005).

Os resultados nas análises de água demonstraram valores diferentes no ponto mais próximo do lixão do que no ponto mais distante da disposição inadequada de resíduos sólidos (Tabela 16), devido um local de amostra ser um ambiente lântico (com água parada, pouca vazão, maior presença de matéria orgânica), ou seja, a maior presença de matéria orgânica pode causar a destruição de peixes e de outras espécies aeróbias em razão de consumo do oxigênio dissolvido pelos organismos decompositores, assim o impacto ocorre principalmente pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido disponível na água e não pela presença de substâncias tóxicas (BRAGA *et al.*, 2005). Comprovando que a concentração de oxigênio dissolvido no **P1** não atingiu o mínimo estabelecido por essa resolução, o qual corresponde a 5 mg L⁻¹.

As amostras de água coletadas apresentaram pH (Tabela 16) inferior a Resolução Conama nº. 357/2005 que considera normal de 6,0 a 9,0 para que os organismos não sofram grandes danos. BRAGA *et al.* (2005) afirma que muitas substâncias decorrentes da atividade humana despejadas no meio aquático podem alterar significativamente o pH, como as deposições ácidas da poluição atmosférica bem como o gás carbônico que ao dissolver-se na água, forma o ácido carbônico reduzindo o pH. Ficando evidente o baixo pH, dessa forma trazem prejuízos à saúde da população devido à indisponibilidade para consumo humano, como também favorecem o desenvolvimento de microrganismos. Contudo, essa maior predominância do pH ácido pode ser evidenciado pelo efeito do solo (apresentou pH ácido).

Verificaram-se no **P1** que alguns valores estão superiores em relação ao **P2**, podendo ser propiciado pelo chorume/lixiviado, onde os mesmos são provenientes da decomposição dos resíduos sólidos urbanos, os quais infiltram e percolam no solo, sendo também carregados pelo escoamento superficial decorrentes da pluviosidade.

Dentre os resultados obtidos, podem-se destacar os parâmetros de qualidade da água turbidez, sólidos totais dissolvidos, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total e cor que estiveram inferiores tanto no ponto **P1** e **P2** dos limites máximos permitidos pela Resolução Conama nº. 357/2005 para rios de classe II, pois esses parâmetros indicam as características do determinado ambiente estudado. Parâmetros como a turbidez que está relacionada com os sólidos em suspensão, pois com o aumento da turbidez reduz as taxas de fotossíntese e prejudica a procura de alimento para algumas espécies, levando a desequilíbrios na cadeia alimentar (BRAGA, *et al.*, 2005), outro parâmetro importante é o nitrato que com sua presença indica que a matéria orgânica foi totalmente oxidada. Ficando comprovado que a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Humaitá-AM não está causando alterações drásticas no corpo d'água adjacente.

Os resultados obtidos de concentração de fósforo total encontram-se superiores ao valor máximo permitido pela Resolução Conama nº. 357/2005. Portanto, essas concentrações elevadas devem ser oriundas da matéria orgânica lançadas no curso d'água, e segundo OLIVEIRA (2010) a maioria dos resíduos sólidos destinados do Município de Humaitá-AM são matérias orgânicas. O fósforo total é originado naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica, o mesmo é um nutriente essencial para as plantas, mas em excesso em corpos

de água desencadeia o desenvolvimento de algas ou outras plantas aquáticas indesejáveis, podendo conduzir ao processo de eutrofização (MELLO *et al.*, 1983).

MEDEIROS *et al.* (2008a), no Lixão de Vargem Grande do Sul no estado de São Paulo, avaliaram a qualidade da água em área de nascente e no entorno do lixão, encontraram teores de turbidez (100 UNT), nitrato (10 mg L^{-1}) e nitrogênio amoniacal ($3,7 \text{ mg L}^{-1}$ para $\text{pH} < 7,5$) os mesmos parâmetros estão inferiores dos limites máximos permitidos pela Resolução Conama n°. 357/2005 para rios de classe II. SANTOS *et al.*, (2008a) avaliaram a qualidade da água em mananciais no entorno do aterro sanitário de Cuiabá no estado de Mato Grosso, esses autores encontraram teores de NO_3 variando de 0,05 a 14 mg L^{-1} . Portanto, em ambos os estudos, os valores não diferenciam excessivamente do presente estudo no lixão de Humaitá-AM.

Em algumas amostras de água para análise de metais pesados apresentaram valores inferiores dos limites estabelecidos pela Resolução Conama n°. 357/2005 de acordo com a classificação do curso d'água (Tabela 17), com exceção da concentração do ferro. Com isso, verifica-se que mesmo com alguns parâmetros a favor tais como relevo, topografia e dentre outros, a destinação dos resíduos sólidos de forma a céu aberto ainda não tem influência direta no corpo d'água.

Tabela 17. Teores de metais pesados na água

Metais Pesados	Unidade	Ponto 01	Ponto 02	V.M.P*
Cádmio	mg/L	<0,001	<0,001	0,001
Chumbo	mg/L	<0,001	<0,001	0,01
Arsênio	mg/L	<0,001	<0,001	0,01
Mercúrio	mg/L	<0,0001	<0,0001	0,0002
Níquel	mg/L	<0,001	<0,001	0,025
Zinco	mg/L	0,035	0,015	0,18
Cobre	mg/L	<0,001	<0,001	0,009
Ferro	mg/L	18,6	18,8	0,3
Cromo Total	$\mu\text{g/L}$	<1	<1	0,05

* Valores Máximos Permitidos pela Resolução CONAMA n°. 357/05.

Esses resultados diferem de outros relatos, como por exemplo, os estudos de SISINNO E MOREIRA (1996) na área do aterro sanitário da cidade de Niterói-RJ, os quais verificaram nas análises de água teores superiores dos limites permitidos pela legislação ambiental, onde se destaca que a qualidade de água subterrânea e superficial tem má qualidade; SANTANA E BARRONCAS (2007) em estudo de metais pesados

na Bacia do Tarumã-Açu Manaus-AM, revelaram que a concentração de metais pesados é superior aos limites permitidos pela Resolução Conama nº. 357/2005 nas amostras de água, mostrando que o aterro é um dos principais responsáveis pelo impacto ambiental nos corpos d'águas.

ROCHA E HORBE (2006) em estudo da contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus-AM, verificou-se que a água está comprometida para consumo humano em consequência dos elevados teores de Al, Fe, As, Cd, Pb, Sb e Se dos compostos nitrogenados e de contaminações pontuais de Mn e Zn. MELO *et al.* (2001) estudaram a área onde foi realizada a disposição de resíduos sólidos urbanos na área do aterro Invernadinha de Passo Fundo- RS por cerca de oito décadas de uso, verificou-se que a água está comprometida para consumo humano devido elevados teores de metais pesados. Com isso, observa-se que o lixão do Município de Humaitá-AM, ainda não está causando alterações nas características e propriedades dos corpos d'águas próximos.

5.5.1. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Na Figura 7 o ponto verde reflete o índice de qualidade da água.

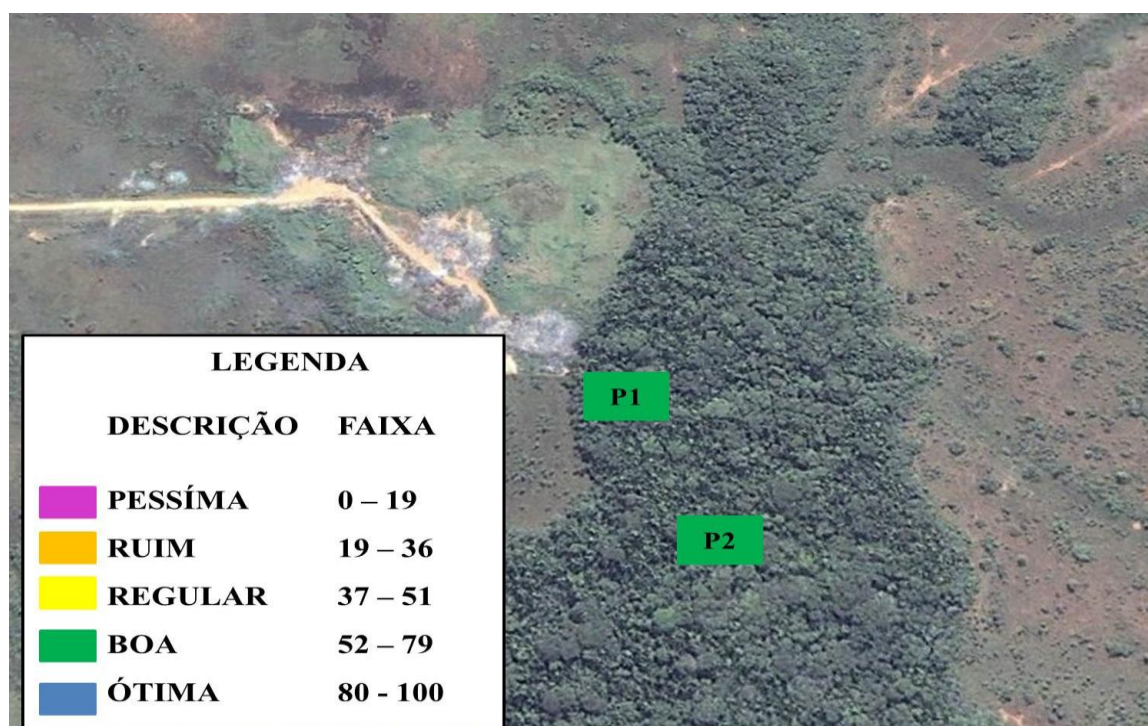


Figura 7. Descrição do IQA.

Fonte: ADAPTADO DE GOOGLE EARTH (2012).

O Índice de Qualidade da Água dos pontos **P1** e **P2** apresentaram valores na faixa de 52 - 79, respectivamente, considerados a sua descrição como **Boa**. Devido à influência principalmente dos coliformes termotolerantes e sólidos totais do chorume/lixiviado, corroborando com PEREIRA (2013).

6. CONCLUSÕES

- O solo possui a classe textural franco argilosiltosa, tornando-o inadequado para fins de depósitos de resíduos sólidos urbanos.
- Os parâmetros físicos do solo indicaram maior compactação na área de disposição (D).
- Na área de disposição (D) em relação à mata nativa (N) observou-se redução apenas na acidez ativa ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) e tendência de redução do Al^{3+} trocável.
- Os teores de mercúrio, arsênio e chumbo na área de disposição (D) são maiores do que nas áreas adjacentes.
- A maioria dos metais pesados apresentaram valores inferiores aos limites estabelecidos pela CETESB (2005), com exceção do chumbo, arsênio e mercúrio.
- O cálculo do Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos – IQAR permitiu classificar a qualidade desta área de disposição de resíduos sólidos urbanos como em condições inadequadas.
- Os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos encontram-se de acordo com os valores máximos permitidos pela Resolução do CONAMA 357/05 para rios de água doce de classe II, exceto os parâmetros ferro, fósforo total e oxigênio dissolvido.
- O Índice de Qualidade da Água nos pontos (P1 e P2) estudados revelaram a qualidade como **Boa**.

7. RECOMENDAÇÕES

- Realizar um estudo para a avaliação da futura área de disposição final de resíduos sólidos urbanos no município de Humaitá-AM.
- Realizar biorremediação da área do lixão.
- Realizar o monitoramento periódico das águas superficiais e subterrâneas nas áreas adjacentes ao lixão.
- Realizar o tratamento do chorume/lixiviado.
- Realizar o monitoramento de metais pesados permanentes numa área de influência de até 2 km de distância (OMS, 2001), incluindo os cursos de água.
- Realizar pesquisas com espécies vegetais fito-remediadoras na área do lixão.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; SILVA, V. R.; REINERT, D J; BLUME, E. Variabilidade espacial de propriedades físico-hídricas do solo, da produtividade e da qualidade de grãos de trigo em Argissolo Franco Arenoso sob plantio direto. ***Ciência Rural***, Santa Maria, v. 33, n. 2, p. 275-282, 2003.

ACCIOLY, A. M. A; SIQUEIRA, J. O. Contaminação Química e Biorremediação do Solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V.C. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Eds.). ***Tópicos em Ciência do Solo***, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 300-307.

ALBUQUERQUE, J. A.; ARGENTON, J.; BAYER, C.; WILDNER, L.D.P.; KUNTZE, M.A.G. Relação de atributos do solo com a agregação de um latossolo vermelho sob sistemas de preparo e plantas de verão para cobertura do solo. ***Revista Brasileira de Ciência do Solos***, v.29. p. 415-424. 2005.

ALCÂNTARA, A. J. D. O. ***Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT***. 2010. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2010.

ALCÂNTARA, A. J. D. O.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A. D.; SOUZA, J. B. D. Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e atributos de fertilidade de Argissolo Amarelo distrófico usado como lixão no município de Cáceres, estado de Mato Grosso. ***Revista Brasileira de Geociências***. v. 41, n. 3, p. 539-548, 2011.

ALLOWAY, B. J. ***Heavy metals in soils***. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. ***Standard Methods of the Experimentation of Water and Wasterwater***. New York: 21 ed. 2003. 1085 p.

ANA – AGENCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Caderno de Recursos Hídricos, Brasília: Agência Nacional de Águas, 2005, 176p.

ANDRADE, C. F. F. D. **Uma Introdução à Bioinorgânica**. Instituto de Química e Geociências, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2003. 46 p.

ANDRADE, F. V. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II - formas e Disponibilidade para plantas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. v. 33, p. 1889-1897, 2009.

ARSHAD, M.A.; LOWER, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Ed.). Methods for assessing soil quality. Madison: **Soil Science Society of America**, 1996. p.123-141.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos: classificação. São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.aslaa.com.br/legislacoes/NBR%20n%2010004-2004.pdf>>. Acesso em 10 de novembro de 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. 1992.

BELI, E.; NALDONI, C. E. P.; OLIVEIRA, A. C.; SALES, M. R.; SIQUEIRA, M. S. M. D.; MEDEIROS, G. A. D.; HUSSAR, G. J.; REIS, F. A. G. V. Recuperação de áreas degradadas pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo o Pinhal – SP. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**. v. 2, n. 1, 2005.

BIDONE, F.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120 p.

BORGES, A. L.; SOUZA, S. L.; CORDEIRO, J. M. Atributos químicos no perfil de solos cultivados com bananeira sob irrigação, em áreas de produção integrada no

sudoeste da Bahia. In: CONGRESO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 20, 2008, Vitória. **Resumos**. Vitória: Sociedade Brasileira de Fruticultura, 2008. 1 CD-ROM.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: F. Bastos, 898 p. 1989.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, v. 1. 2005. 305 p.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília-DF, 03 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto Radam brasil, folha SB. 20, Purus**. Rio de Janeiro, 1978. 561 p.

BUGIN, A.; REIS, J. L. B. C. **Manual de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, IBAMA.1990. 96 p.

CAMPOS, A. I. M. **Tipos de Solos**. Disponível em: <<http://www.forumdaconstrucao.com.br/conteudo.php?a=9&Cod=59>>. Acesso em 16 de março de 2013.

CAMPOS, M. C. C. **Caracterização e gênese de solos do Vale Médio do Rio Madeira, Amazonas, Brasil**. 2009. 257f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

CAMPOS, M. C. C. **Caracterização e gênese de solos em diferentes ambientes fisiográficos na região sul do Amazonas**. Goiânia: Editora da PUC Goiás, 2012. 112 p.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M. F.; FREITAS, D. A. F. D. F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no pantanal Sul-Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Ciência do solo.**, v.35. p. 613-622. 2011.

CARVALHO, A. L. ***Contaminação de águas sub-superficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos – o caso do antigo lixão de Viçosa (MG)***. 2001. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. ***Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos da água***. Química Nova, v. 23, n. 5, p. 618-22, 2000.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B. ***Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte***. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB/ABES, 2003. 26 p.

CAVENAGE, A.; MORAES, M. L. T.; ALVES, M. C.; CARVALHO, M. A. C.; FREITAS, M. L. M.; BUZETTI, S. Alterações nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes culturas. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***. v. 23, n. 4, p. 997-1003, 1999.

CETESB (Companhia de tecnologia de saneamento ambiental). ***Inventário Estadual de resíduos sólidos domiciliares – relatório de 2005***. São Paulo: CETESB, 2012, 95 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 10 de dezembro de 2012.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). ***Orientação para a Elaboração de Estudos de Análise de Riscos***. São Paulo, CETESB, 2003.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). ***Prevenção e controle da poluição do solo e das águas subterrâneas***. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/>>. Acesso em: 26 de março de 2012.

CETESB (Companhia de tecnologia de saneamento ambiental). ***Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo***. São Paulo: CETESB, 2005, 4p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005>. Acesso em: 23 de junho de 2012.

CFSEMG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais
Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª
 Aproximação / RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V., V. H. Editores.
 – Viçosa, MG, 1999. 359p.

CHAGAS, W. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro.** 2000. 142 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Publica)- Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2000.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (ed.) **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** Londres: UNESCO/WHO/UNEP, cap. 3, p. 60. 1996.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. 27p.

COSTA, J. B. **Caracterização e constituição do solo.** 7 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 527p. 2004.

COSTA, L. S. **Levantamento das principais doenças transmitidas pelo lixo na comunidade de Vila Princesa em Porto Velho – Rondônia.** 2009. 52 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Centro de Ensino São Lucas, 2009.

COSTA, P. O. D. S. **Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA.** 2002. 188f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-RIO), 2002.

CRUZ, L. M. **A questão do lixo na cidade de Avelinópolis – GO.** 2006. 47f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Geografia - Bacharelado) – Faculdade de Educação e Ciências Humanas de Anicuns (FECHA), Anicuns, 2006.

DENISON, R.; SILBERGELD, E. ***Risk of municipal solid waste incineration an environmental perspective.*** Risk analysis. v. 8, n.3. p. 343-355. 1988.

EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. ***Manual de métodos de análise de solo.*** Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ESCOSTEGUY, P. A. V. ***Gerenciamento de resíduos sólidos e seus impactos Ambientais: uma visão do contexto atual.*** UPF: Universidade Federal de Pelotas, 2003.112 p.

ESTEVES, F. A. ***Fundamentos de limnologia.*** Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 1988. 575 p.

FADIGAS, F.S.;SOBRINHO, N. M. B. A; MAZUR; N.; ANJOS, L. H. C.;FREIXO, A. A. 2002. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. ***Bragantia***, Campinas, v. 61. p.151-159, 2002.

FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. ***Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional.*** V. 7, p. 231-255, 2011.

FERREIRA, S. J. F.; REICHARDT, K.; MIRANDA, S. A. F. Características físicas de sedimentos e solos de dois lagos de várzea na Amazônia Central, ***Acta Amazônica***, V.29, P. 277-292, 1999.

FIALHO, J. F.; BORGES, A. C.; BARROS, N. F. Cobertura vegetal e as características químicas físicas e atividades e atividades da microbiota de urn Latossolo Vermelho-Amarelo distrofico. ***Revista Brasileira de Ciencia do Solo***, v. 15, p.21-28, 1991.

FIGUEIREDO, L. H. A.; DIAS JUNIOR, M. S.; FERREIRA, M. M. Umidade crítica de compactação e densidade do solo máxima em resposta a sistemas de manejo num Latossolo Roxo. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, v.24, n.3, p.487-493, 2000.

FILHO, J. L. D. O. P.; SOUZA, M. J. J. B. D.; SANTOS, E. G. D.; GÊ, D. R. F.; FILHO, P. C. Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no lixo do município de Apodi-RN. **Revista Verde**, v.7, p. 141 – 147, 2012.

GARCIA, I.; DORRONSORO, C. **Contaminacion del Suelo**. Curso: Tecnologia de Suelos. Tema 15. Disponível em: <<http://edafologia.ugr.es/conta/tema15>>. Acesso em: 04 novembro de 2012.

GASTALDINI, M. C. C, TEIXEIRA, E. C. Avaliação da qualidade da água. Capítulo 16. In: PAIVA, J. B. D, PAIVA, E. M. C. D. (Org.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias**. Porto Alegre: ABRH, 2003.

GIAROLA, N. F. B.; TORMENA, C. A.; DUTRA, A. C. Degradação física de um Latossolo Vermelho utilizado para produção intensiva de forragem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, p.863-873, 2007.

GOLTERMAN, H. L. **Methods for Chemical Analysis of Fresh Water**. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 160 p. (IBP Handbook, 8), 1970.

GONÇALVES C. D. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI J. R. B.; KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 9, n. 3, p. 391-399, 2005.

GONÇALVES, J. L. M. Principais solos usados para plantações florestais. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, p.1-46. 2002.

GONÇALVES, P. **Coleta seletiva e inclusão social, 2001**. Disponível em: <<http://www.lixo.com.br/artigocl.htm>>. Acesso em 01 de novembro de 2012.

GOOGLE EARTH. 2010. Disponível em:< <http://earth.google.com/>>. Acesso em 10 março de 2012.

GRIMBERG, E. **Política nacional de resíduos sólidos: o desafio continua**, São Paulo: Instituto Pólis. 2007. Disponível em: < http://www.polis.org.br/artigo_interno.asp?cod>. Acesso em: 10 de junho de 2012.

GUILHERME, L. R. Poluição do solo e qualidade ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26º, 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: SBCS, 1999. CD-ROM. 1999.

HAMZA, M. A.; ANDERSON, W. K. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. **Soil and Tillage Research**. v. 82, n. 2, p. 121-145, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**. Rio de Janeiro. 2008.

INMET (Plataforma de Coleta de dado). Disponível em: < www.inmet.pcd.com.br> Acesso em: 09 de outubro de 2009.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2 ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 278 p.

JUNIOR, M. S. D.; ESTENISLAU, W. T. Grau de compactação e retenção de água de latossolos submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.23. p. 45-51. 1999.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: REICHCIGL, J. E. **Soil amendments and environmental quality**. p.139-167, 1995.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plant**. 3.ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**. São Paulo: Agronômica Ceres, 262 p. 1979.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 26, n. 4, p. 857-867, 2002.

KORF, E. P.; MELO, E. F. R. Q.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo-RS. **Revista de Ciências Ambientais**, v.2, n.2, p.43-60, 2008.

LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C. F. A.; COELHO, H. M. G. Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos Aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (ed.). **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro: RiMA, ABES, 2002.

LAUERMANN, A. **Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul**. 2007. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

LEÃO, S.; BISHOP, I.; EVANDS, D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. **Computers, Environment and Urban Systems**, 28: p. 353-385, 2004.

LEE, K. E. The functional significance of biodiversity in soils. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 15., 1994, Acapulco. **Anais**. Acapulco: International Society of soil Science, 1994. p. 168 – 182.

LEITE, L. E. H. B, MAHLER, C. F., FILHO, L. F. B., **Avaliação do potencial de receitas derivadas do biogás de aterros**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. Campo Grande, Brasil.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3.ed. São Paulo: Hemus, 2004. 265 p.

MACÊDO, J. A. B. D. **Águas e Águas**. 3 ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2007. 1043 p.

MANSANO, J.; OLIVEIRA, A. C.; Inclusão social e a política nacional de resíduos sólidos. **Revista de Direito Público**, Londrina, v.7, n.2, 17-40 p. 2012.

MARQUES, J. D. O.; TEIXEIRA, W. G.; REIS, A. M.; CRUZ JUNIOR, O. F.; Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada utilizando dois métodos de laboratório numa topossequência com diferentes coberturas vegetais no Baixo Amazonas. **Acta Amazônica**, 38: 193-206. 2008.

MARTINS, G. C. **Matas e Campos naturais da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos e implicações do uso e manejo**. Lavras, 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, 2001.

MARTINS, G. C.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; VITORINO, A. C. T. SILVA, M. L. N. Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 30, p. 221-227, 2006.

MEDEIROS, G. A. D.; REIS, F. A. G. V.; COSTA, F. B.; BENAGLIA, G. D. C.; SCOLARI, M. C.; FIORINI, P. A.; MIRANDA, P. A. D. M.; PASSONI, V. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**. v. 5, n. 3, p. 001-016, 2008a.

MEDEIROS, G. A. D.; REIS, F. A. G. V.; MENEZES, P. H. B. J.; SANTOS, L. A. D.; NEVES, C. A. D. O.; NUNES, M. H. D. M.; DAVI, E.; ANSELMO, L. S.; SILVA, A. Diagnóstico do aterro do município de Poços de Caldas, no estado de Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**. v. 6, n. 2, p. 003-015, 2009.

MEDEIROS, G. A. D.; REIS, F. A. G. V.; SIMONETTI, F. D.; BATISTA, G.; MONTEIRO, T.; CAMARGO, V.; SANTOS, L. F. S. D; RIBEIRO, L. F. M. Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de engenheiro coelho, no estado de

São Paulo. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**. v. 5, n. 2, p. 169-186, 2008b.

MELLO, F. A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; COBRA NETTO, A. & KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. São Paulo, Nobel, 1983. 400p.

MELO, E. F. R. Q.; CORONETTI, L.; GARBIN, C.; FIORI, A.; THOMÉ, A.; SCHENEIDER, I. A. H. Contaminação provocada por resíduos sólidos urbanos na área do aterro Invernadinha – Passo Fundo, RS. **Bragantias**, v. 51, n. 2, p.141-148, 2001.

MEROTTO, Jr. A.; MUNDSTOCK, C. M. Wheat root growth as affected by soil strength. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n.2, p. 197-202, 1999.

MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 3, p.963-969, 2004.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre:Genesis, 2000.174p.

MIELNICKZUK, J. Avaliação da resposta das culturas ao potássio em ensaios de longa duração: Experiências brasileiras. In: YAMADA, T.; MUZZILLI, O. & USHERWOOD, N.R., eds. **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fosfato, 1982. p.289-303.

MONTEIRO, J. H. P., et al. ZVEIBIL, V. Z. (Coord.) **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p.

MONTEIRO, V. E. D. **Interações físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca/Recife**. 2003. 251p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil): Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

MOREIRA, D. A.; MARTINEZ, M. A.; SOUZA, J. A. R.; MATOS, A. T.; REIS, C. REIS, E. L. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. ***Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia***, v. 7, p. 099-108, 2010.

MOTA, S. ***Introdução à Engenharia Ambiental***. 4ª. Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 388 p.

MUÑOZ, S. I. S. ***Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados***. 2002. 159 f. Tese (Doutorado em Enfermagem/Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

NEVES JÚNIOR, A. F.; SILVA, A. P. D.; NORONHA, N. C.; CERRI, C. C. Sistemas de manejo do solo na recuperação de uma pastagem degradada em Rondônia. ***Revista Brasileira de Ciência do solo.***, v.37. p. 232-241. 2013.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. & NEVES, J. C. L., eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, ***Sociedade Brasileira de Ciência do Solo***. 2007. p. 1017.

OLIVEIRA, B. O. S. D. ***Diagnóstico da Geração e Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos de Humaitá-AM***. 2010. 70f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental – Bacharelado) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas. 2010.

OMS. ***Metodos de evaluación de riesgos para la salud generados por la exposición a sustancias peligrosas liberadas por rellenos sanitários***. Oficina regional para Europa. Division Bilthoven. 2001. Disponível em: www.cepis.org.pe/bvsea/e/fulltext/metodos/pdf. Acesso em 20 de março de 2013.

PEREIRA, A. R. ***Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência do lixão do Apuí-AM***. 2013. 41f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental – Bacharelado) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas. 2013.

PIERANGELI, M. A. P.; EGUCHI, E.; RUPPIN, R. F.; COSTA, R. B. F.; VIEIRA, D. F. Teores de As, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. **Revista Acta Amazônica**. v. 39, n. 1, p. 61–70, 2009.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; OLIVEIRA, L. R.; CURI, N.; SILVA, M. L. N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção/dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 36, n. 8, p. 1077–1084, 2001.

RALISCH, R.; MIRANDA, T. M.; OKUMURA, R. S.; BARBOSA, G. M. D. C.; GUIMARÃES, M. D. F.; SCOPEL, E.; BALBINO, L. C. Resistência à penetração de um Latossolo Vermelho Amarelo do Cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.4, p.381–384, 2008.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 5, p. 49-134.

ROCCA, A. C. C.; IACOVONE, A. M. M. B.; BARROTTI, A. J.; CASARINI, D. C. P.; GLOEDEN, E.; STRAUS, E. L.; ROMANO, J. A.; RUIZ, L. R.; SILVA, L. M.; SAITO, L. M.; PIRES, M. C.; LEÃO, M. L. G.; NETO, P. P. DE C.; COLLUCCI, R.; CUNHA, R. C. A. **Resíduos sólidos industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 234 p.

ROCHA, L. C. R. D.; HORBE, A. M. C. Contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus – AM. **Revista Acta Amazônica**, v. 36, n. 3. p. 307 – 312. 2006.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no**

processo biológico. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J. Relações entre sistemas de preparo, temperatura e umidade de um Podzólico Vermelho-Escuro de Eldorado do Sul (RS). **Revista Brasileira de Ciência do solo.**, v.19. p. 313-319. 1995.

SANCHEZ, L. E. **Desengenharia.** O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2001. 256 p.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. D. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb E Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – AM. **Revista Acta Amazônica**, v. 37, n. 1, p. 111 – 118. 2007.

SANTANA, S. C. **Indicadores físicos da qualidade de solos no monitoramento de pastagens degradadas na região sul do Tocantins.** Tocantins, 2009. 76p. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-graduação em Produção Vegetal, Universidade Federal do Tocantins.

SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT.** Cuiabá, 2008a. 111p. Dissertação (mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente, Universidade Federal de Mato Grosso.

SANTOS, A. A.; SHIRAIWA, S.; SILVINO, A. N. O.; ALVES, É. C. R. F.; SILVA, N. A.; SILVEIRA, A. Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um aterro sanitário. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia.** v. 5, n. 2, p. 139-151, 2008b.

SANTOS, A. D. A.; COSTA, H. S.; TARTARI, R.; COSTA, E. S. D.; PASSOS, A. (Coord.) **Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos de Apuí – AM.** Apuí: 2012. 327 p.

SANTOS, H. P. D; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. M.; DENARDIN, J. E. Atributos químicos e físicos de solo em sistemas de produção de grãos com pastagens anuais de inverno, sob plantio direto. ***Pesquisa Agropecuária Gaúcha***. v. 12, n. 1-2, p. 73-81, 2006b.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. ***Manual de descrição e coleta de solos no campo***. 5.ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100p.

SERRA, V.; GROSSI, M.; PIMENTEL, V. ***Lixão, aterro controlado e aterro sanitário***. Departamento de Química e Bioquímica. UNESP. Botucatu – SP. Disponível em: <http://www.laser.com.br/IBB/lixo>. Acesso em: 27 de julho de 2012.

SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V. Compactação e compressibilidade do solo sob sistemas de manejo e níveis de umidade. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, v.30, p.921-930, 2006.

SILVA, A. P. D; KAY, B. D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range. ***Soil Science Society of America Journal***, Madison, v. 58, n. 6, p. 1775- 1781, 1994.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. ***Revista Brasileira de Ciencia do Solo***, v.30, p. 353-364, 2006.

SILVINO, A. N. O. ***Avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá - MT***. Cuiabá, 2008. 145 p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. D.; ***Resíduos Sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar***. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. 142 p.

SISSINO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, 12:515-523. 1996.

SMITH, C. W.; JOHNSTON, M. A.; LORENTZ, S. The effect of soil compaction and soil physical properties on the mechanical resistance of South African forestry soils. **Geoderma**, v. 78, p. 93-111, 1997.

SMYTH, T. J. Manejo da fertilidade do solo para produção sustentada de cultivos na Amazônia. In: O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, p. 71-93, 1996.

SOANE, B. D., OUWERKERK, C. V. Soil compaction problems in world agriculture. In: SOANE, B.D., OUWERKERK, C. V. (eds). **Soil compaction in crop production**. Netherlands: Elsevier, 1994. p.1-21.

SPOSITO, G. The chemistry of soils. 2ed. New York: **Oxford University Press**, 342p., 2008.

SUSUKI, E. Y.; TAIOLI, F.; RODRIGUES, C. L. Avaliação do comportamento geoquímico do solo da região do lixão de Ilha Bela-SP. **Revista Águas Subterrâneas**. v.19, p.67-76, 2005.

TAYLOR, H. M.; BRAR, G. S. Effect of soil compaction on root development. **Soil and Tillage Research**. v. 19, n. 2, p. 111-119, 1991.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues**. Irwin MacGraw-Hill. 1993. 978p.

TOLEDO, L. G.; DESCHAMPS, F. C.; NICOLELLA, G.; NOLDIN, J. A.; EBERHARDT, D. S. **Impacto ambiental da cultura do arroz irrigado com o uso de índice de qualidade de água (IQA)**. Jaguariúna: EMBRAPA, p. 3, 2002.

TORMENA, C. A.; ARAÚJO, M. A.; FIDALSKI, J.; COSTA, J. M. Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho distrófico sob sistemas de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, n. 2, p. 211-219, 2007.

TORMENA, C. A.; ROLOFF, G.; SÁ, J. C. M. Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciadas por calagem, preparo inicial e tráfego. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 22, n. 2, p. 301-309, 1998.

TORMENA, C.A.; ROLOFF, G. Dinâmica da resistência à penetração de um solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 20, n. 2, p. 333-339, 1996.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background report on fertilizer use, contaminants and regulations**. United States Environ. Protec. Agency Office of Pollution Prevention and Toxics. EPA, 747-R-98-003, 1998 (6010C. revision 3. 2007), p. 1-34.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background report on fertilizer use, contaminants and regulations**. United States Environ. Protec. Agency Office of Pollution Prevention and Toxics. EPA, 747-R-98-003, 1998 (6020A. revision 1. 2007), p. 1-30.

VALLE, C. E. **Qualidade Ambiental – O Desafio de Ser Competitivo Protegendo o Meio Ambiente**. São Paulo: Pioneira Administração e Negócios & ABIMAQ/SINDIMAQ, 1995. 117 p.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre a qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**. v.33. p. 743-755. 2009.

YOEMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication Soil Science Plant Anal**. v.19, p.1467-1476, 1988.

ZANCHETTA, G. S. B. *Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS.* 2007. 149 f. Dissertação (Mestrado em Infra Estrutura e Meio Ambiente) – Programa de Pós-graduação em Engenharia, Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo, 2007.

9. APÊNDICE

Tabela 1A - Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos.

ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERRO DE RESÍDUOS - IQAR			
MUNICÍPIO:	Humaitá-AM	LICENCA (sim/não):	
DATA:		TÉCNICO:	
CARACTÉRISTICAS DO LOCAL			
SUB-ITEM	AValiação	PESO	PONTOS
Capacidade de suporte do solo	Adequada	5	
	Inadequada	0	
Permeabilidade do solo	Baixa	5	
	Média	2	
	Alta	0	
Proximidade de núcleos habitacionais	Longe>500 m	5	
	Próximo	0	
Proximidade de corpos d'água	Longe>200 m	3	
	Próximo	0	
Profundidade do Lençol Freático	Maior 3 m	4	
	De 1 a 3 m	2	
	De 0 a 1 m	0	
Disponibilidade do material para recolhimento	Suficiente	4	
	Insuficiente	2	
	Nenhum	0	
Qualidade do material para recolhimento	Boa	2	
	Ruim	0	
Condições de sistema viário-transito-acesso	Boas	3	
	Regulares	2	
	Ruim	0	
Isolamento visual da vizinhança	Bom	4	
	Ruim	0	
Legalidade da localização	Permitido	5	
	Proibido	0	
Sub-total	Máximo	40	
INFRAESTRUTURA IMPLANTADA			
Cercamento da área	Sim	2	
	Não	0	
Portaria/Guarita	Sim	1	
	Não	0	
Controle de recebimento de cargas	Sim c/ balança	2	

	Não s/balança	1	
	Não	0	
Acesso a frente de trabalho	Bom	2	
	Ruim	0	
Trator de esteira ou compatível	Permanente	5	
	Periodicamente	2	
	Inexistente	0	
Outros equipamentos	Sim	1	
	Não	0	
Impermeabilidade da base do aterro	Sim	5	
	Não	0	
Drenagem de chorume	Suficiente	5	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Drenagem de águas pluviais	Suficiente	2	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Drenagem de gases	Suficiente	3	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Sistema de tratamento de chorume	Suficiente	5	
	Insufi./inexist.	0	
Monitoramento de águas subterrâneas	Suficiente	3	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Monitoramento de águas superficiais, lixiviados e gases	Suficiente	3	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Monitoramento da estabilidade maciços de solo e de lixo	Suficiente	3	
	Insuficiente	1	
	Inexistente	0	
Atendimento a estipulações de projeto	Sim	2	
	Parcialmente	1	
	Não	0	
Sub-total	Máximo	48	
CONDIÇÕES OPERACIONAIS			
Presença de elementos disperso vento	Não	1	
	Sim	0	
Recobrimento diário do lixo	Sim	4	

	Não	0	
Compactação do lixo	Adequada	4	
	Inadequada	2	
	Inexistente	0	
Presença de urubus	Não	1	
	Sim	0	
Presença de moscas em grandes quantidades	Não	2	
	Sim	0	
Presença de queimadas	Não	1	
	Sim	0	
Presença de catadores	Não	3	
	Sim	0	
Criação de animais (bois)	Não	3	
	Sim	0	
Descarga de resíduos de saúde	Não	3	
	Sim	0	
Descarga de resíduos industriais	Não/adequada	4	
	Sim/inadequada	0	
Funcionamento da drenagem de chorume	Bom	3	
	Regular	2	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem pluvial definitiva	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem pluvial provisória	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento da drenagem de gases	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de tratamento de chorume	Bom	5	
	Regular	2	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de monit. das águas subterrâneas	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Funcionamento do sistema de monit. das águas sup., lix. e gás.	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	

Funcionamento do sistema de monit. da estabilidade dos maciços	Bom	2	
	Regular	1	
	Inexistente	0	
Medidas corretivas	Sim/desnec.	2	
	Não	0	
Dados gerais sobre o aterro	Sim	1	
	Não	0	
Manutenção dos acessos internos	Boas	2	
	Regulares	1	
	Péssimas	0	
Plano de fechamento de aterro	Sim	1	
	Não	0	
Sub-total	Máximo	52	
Total		140	
IQAR = Soma dos pontos/14			

➤ **Tabela 2A** - Funções Polinomiais das Curvas das Variáveis do IQA_{NSF}

Parâmetros (i)	Faixa	Equações matemáticas das Notas
Nitratos (mg/L)	$0 \leq x \leq 100$	$q_i = 9,0892256998E+1.(e^{-4,5590646942E-2*x})$
	$x > 100$	$q_i = 1$
Fosfatos (mg/L)	$0 \leq x \leq 10$	$q_i = 1/((9,2315245670E-3) + (1,7176906575E-2)x)$
	$x > 30$	$q_i = 2$
pH	$2 \leq x \leq 7,3$	$q_i = ((-1,471716290E-1)x^5) + (2,7864153968x^4) + ((-1,9241573303E1)x^3) + ((6,3503912668E1)x^2) + (-9,9817319350E1)x + 6,16533829183E1$
	$7,3 \leq x \leq 12$	$q_i = ((4,4753472477E-1)x^5) + ((-2,2906621079E1)x^4) + ((4,6593095888E2)x^3) + ((-4,7000830350E3)x^2) + (2,3454759541E4)x + (-4,6614017892E4)$
Sólidos Totais (mg/L)	$0 \leq x \leq 500$	$q_i = ((3,589743606E-12)x^5) + (-7,1445221476E-9)x^4 + (5,5134032532E-6)x^3 + (-2,0306235379E-3)x^2 + (2,1180011581E-1)x + (7,9977272746E1)$
	$x > 500$	$q_i = 2$
Turbidez (UT)	$0 \leq x \leq 100$	$q_i = ((-2,083333461E-8)) + (7,3936484113E-6) + (-1,0109994603E-3) + (6,9750147658E-3) + (-2,9960693801) + (9,9977272811E1)$
	$x > 100$	$q_i = 50$

Nitratos (mg/L)	$0 \leq x \leq 100$	$q_i = 9,0892256998E+1.(e^{-4,5590646942E-2*x})$
	$x > 100$	$q_i = 1$
Fosfatos (mg/L)	$0 \leq x \leq 10$	$q_i = 1/((9,2315245670E-3) + (1,7176906575E-2)x)$
	$x > 30$	$q_i = 2$
pH	$2 \leq x \leq 7,3$	$q_i = ((-1,471716290E-1)x^5) + (2,7864153968x^4) + ((-1,9241573303E1)x^3) + ((6,3503912668E1)x^2) + (-9,9817319350E1)x + 6,16533829183E1$
	$7,3 \leq x \leq 12$	$q_i = ((4,4753472477E-1)x^5) + ((-2,2906621079E1)x^4) + ((4,6593095888E2)x^3) + ((-4,7000830350E3)x^2) + (2,3454759541E4)x + (-4,6614017892E4)$
Sólidos Totais (mg/L)	$0 \leq x \leq 500$	$q_i = ((3,589743606E-12)x^5) + (-7,1445221476E-9)x^4 + (5,5134032532E-6)x^3 + (-2,0306235379E-3)x^2 + (2,1180011581E-1)x + (7,9977272746E1)$
	$x > 500$	$q_i = 2$
Turbidez (UT)	$0 \leq x \leq 100$	$q_i = ((-2,083333461E-8)) + (7,3936484113E-6) + (-1,0109994603E-3) + (6,9750147658E-3) + (-2,9960693801) + (9,9977272811E1)$
	$x > 100$	$q_i = 50$

TABELA 3A: Resumo da análise de variância das características físicas do solo após a aplicação dos tratamentos.

F.V	G.L	Quadrado Médio					
		Ds	MaP	MiP	VTP	Umidade	RSP
Área	2	0,42**	29,5 ^{ns}	85,5**	0,21E ^{3**}	0,97E ^{3**}	12,9**
Prof.	2	0,06E ^{-1 ns}	0,31 ^{ns}	0,58 ^{ns}	8,26 ^{ns}	4,00 ^{ns}	0,31 ^{ns}
Área x Prof.	4	0,05E ^{-2 ns}	0,59 ^{ns}	6,59 ^{ns}	5,74 ^{ns}	6,47 ^{ns}	0,10 ^{ns}
Resíduo	27	0,24E ⁻¹	6,85	7,87	15,9	74,6	0,38
C.V. (%)		11,77	36,63	9,96	11,32	25,1	30,94

ns – não significativo a nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

** e * - significativo a 1 e 5 % de probabilidade pelo teste F.

TABELA 4A: Resumo da análise de variância das características químicas do solo após a aplicação dos tratamentos.

Quadrado Médio								
F.V	G.L	pH H ₂ O	pH KCl	CO	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al
Área	2	1,86**	0,10*	5,09*	10,1*	2,07 ^{ns}	0,40**	50,1*
Prof.	1	0,19 ^{ns}	0,08E ^{-1 ns}	10,2*	7,70 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,25**	2,40 ^{ns}
Área x Prof.	2	0,12 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,95 ^{ns}	2,30 ^{ns}	1,72 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,35 ^{ns}
Resíduo	18	0,11	0,02	1,40	1,77	1,19	0,02	8,39
C.V. (%)		7,63	3,80	6,28	30,3	183,0	38,0	32,0

Quadrado Médio								
F.V	G.L	P	K	Sb	t	T	V	m
Área	2	51,6 ^{ns}	0,02E ^{6*}	3,57 ^{ns}	3,12 ^{ns}	27,0*	0,52E ^{3 ns}	0,16E ^{4*}
Prof.	1	23,9 ^{ns}	0,35E ^{3 ns}	0,56 ^{ns}	4,10*	0,63 ^{ns}	0,11E ^{3 ns}	0,90E ^{3 ns}
Área x Prof.	2	24,9 ^{ns}	1,13E ^{3 ns}	2,35 ^{ns}	2,97 ^{ns}	1,12 ^{ns}	0,18E ^{3 ns}	0,76E ^{3 ns}
Resíduo	18	39,4	6,40E ³	1,57	0,91	6,94	0,16E ³	0,34E ³
C.V. (%)		196,0	150,6	112,0	17,40	25,90	104,9	23,60

ns – não significativo a nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

** e * - significativo a 1 e 5 % de probabilidade pelo teste F.