



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

KARINNE REIS DEUSDARÁ LEAL

**ANÁLISE AMBIENTAL DE UM ATERRO SANITÁRIO E SUA
INFLUÊNCIA RELATIVA SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS DO ENTORNO**

Bauru
2011

KARINNE REIS DEUSDARÁ LEAL

**ANÁLISE AMBIENTAL DE UM ATERRO SANITÁRIO E SUA
INFLUÊNCIA RELATIVA SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS DO ENTORNO**

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia Civil e Ambiental da
Universidade Estadual Paulista "Júlio de
Mesquita Filho", Área de Concentração
Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Hamada

Bauru
2011





ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE KARINNE REIS DEUSDARÁ LEAL, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 17 dias do mês de fevereiro do ano de 2011, às 14:00 horas, no(a) SALA 08 DO STI - SALA DE VIDEOCONFERÊNCIA, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. JORGE HAMADA do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Bauru, Prof. Dr. VALDIR SCHALCH do(a) Departamento de Hidráulica e Saneamento / Escola de Engenharia de São Carlos - USP, Profa. Dra. ISABEL CRISTINA DE BARROS TRANNIN do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Guaratingueta, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de KARINNE REIS DEUSDARÁ LEAL, intitulada "ANÁLISE AMBIENTAL DE UM ATERRO SANITÁRIO E SUA INFLUÊNCIA RELATIVA SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO ENTORNO". Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADA.

Prof. Dr. JORGE HAMADA

Prof. Dr. VALDIR SCHALCH

Prof. Dra. ISABEL CRISTINA DE BARROS TRANNIN

Leal, Karinne Reis Deusdará.

Análise ambiental de um aterro sanitário e sua influência sobre a qualidade das águas superficiais do entorno/ Karinne Reis Deusdará Leal, 2011.

129 f.

Orientador: Jorge Hamada

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2011.

1. Qualidade da água. 2. Poluição das águas. 3. Aterro sanitário. 4. Bacia hidrográfica. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jorge Hamada, pela confiança e paciência dedicadas nesses 2 anos. Seus ensinamentos e conselhos foram fundamentais para o desenvolvimento da pesquisa;

Ao amigo Gilberto, técnico químico do DAE, por toda a ajuda, carinho e companheirismo na realização das diversas etapas desse estudo;

À todos os professores que contribuíram para minha formação, em especial à Prof. Dr. Isabel Trannin, pelos sugestões feitas no exame de qualificação dessa dissertação;

À Prof. Dr. Jandira Talamone, pela ajuda com as análises dos fitoplânctons;

Ao Pedro, por todo o carinho, companheirismo e dedicação, além da ajuda para confecção dos mapas dessa dissertação;

Aos meus pais e familiares, por me incentivarem sempre nos estudos, e acreditarem que mesmo longe deles eu iria conseguir vencer os desafios;

À todos os amigos que contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional e que amenizaram a enorme saudade de casa;

À FAPESP, CAPES, CNPq e DAE, pelo apoio técnico e financeiro;

Muito obrigada por tudo!

Este trabalho contou com o apoio das seguintes entidades:

- CAPES – através do PROGRAMA DE DEMANDA SOCIAL, quota da Pró-Reitoria;
- CNPq – através dos recursos disponíveis;
- FAPESP – através da bolsa de mestrado concedida (processo N° 2009/03656-9);
- DAE – através das análises laboratoriais realizadas no laboratório de saneamento.

Resumo

A influência de um aterro sanitário sobre a qualidade das águas superficiais traz preocupações do ponto de vista sanitário e ambiental, especialmente quando essas instalações encontram-se em bacia de manancial usado para abastecimento público. Frequentemente, na análise da qualidade das águas superficiais, credita-se o problema de sua deterioração somente à presença do aterro de resíduos, sem que se avalie a presença dos usos e ocupações do solo no entorno. O objetivo deste trabalho foi avaliar a contaminação das águas superficiais relacionadas ao aterro sanitário e sua real contribuição para a qualidade das águas da drenagem receptora, o córrego Gabiroba, considerando outras fontes potencialmente poluidoras na microbacia. A análise do uso e ocupação do solo determinou 6 pontos para amostragem de águas superficiais. As amostragens foram realizadas mensalmente, de janeiro a dezembro de 2010. Neste período, observou-se que a qualidade da água tende a diminuir no sentido da montante à jusante. Foram encontrados, à jusante do aterro, valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, para os parâmetros DBO, fósforo total, coliformes totais, ferro, chumbo e alumínio. Porém, outras atividades observadas na microbacia se mostraram tão ou mais impactantes à qualidade da água que o aterro sanitário, como uma estação de tratamento de esgoto, empreendimentos cujas atividades não foram identificadas e plantações de eucalipto. O ponto mais poluído da microbacia do córrego Gabiroba foi encontrado próximo ao aterro sanitário, porém, sob a influência do lançamento de efluentes provenientes dos empreendimentos cujas atividades não foram identificadas. A maior carga poluidora foi detectada no ponto à jusante da estação de tratamento de esgoto. Foi observado que, após receber as diversas fontes de poluição, as águas do córrego Gabiroba não puderam restabelecer as condições ambientais necessárias para a manutenção da vida aquática, apresentando baixa qualidade da água no seu exutório, que pode também comprometer as águas do seu corpo receptor, o Ribeirão Água Parada.

Palavras-chave: Qualidade da Água. Poluição das Águas. Aterro Sanitário. Bacia Hidrográfica.

Abstract

The influence of a landfill on the surface water quality raises concerns to the public health and environmental protection, especially when such facilities are in a watershed where there are streams of interest for public water supply. When analyzing the surface water quality, the deterioration problem was often blamed to the most visible facilities, like a sanitary landfill. Frequently, other uses of the land has been neglected. The objective of this study was to evaluate the contamination of surface waters connected to the sanitary landfill and its real contribution to the quality of the main stream Gabiroba, considering other potentially polluting sources in the watershed. The analysis of the use and land occupation led to 6 points for the sampling of surface water. Samples were collected monthly from January to December 2010. During this period, water quality tends to decrease upstream towards downstream. Downstream of the landfill the values were above the limit established by CONAMA Resolution 357 - class 2 streams - considering the parameters BOD, total phosphorus, total coliform, iron, lead and aluminum. The results indicated that there are other activities in the watershed as or more important, then the landfill, affecting the streams: eucalyptus farming and sewage discharges from penitentiary and its industrial operation. While the assessment did not detect significant contributions of the landfill, it is known that any operational problems may result in deterioration of the surface water, mainly in rainy season. A significant pollution was found near the landfill, but under the influence of small industries inside penitentiary area, whose activities were not identified. The strongest pollutant load was detected in point downstream of the penitentiary sewage treatment facilities. It was observed that, after many pollution sources, the necessary environmental conditions could not be restored, at least along the stream course studied.

Keywords: Water Quality. Water Pollution. Landfill. Watershed.

Índice de Figuras

Figura 1 – Hierarquia no manejo de resíduos sólidos. Fonte: White et al. (1993) apud Hamada (2006).	7
Figura 2 - Árvore da qualidade total da água. Fonte: Rebouças (2002).	25
Figura 3 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA. Fonte: ANA (2005).	34
Figura 4 – Vista do aterro sanitário de Bauru, com indicação do fluxo preferencial de águas subterrâneas e afloramento (nascente) à jusante. (Baseada em Mondelli, 2008).	39
Figura 5 – Pontos de amostragem de águas subterrâneas e superficiais no entorno do aterro sanitário de Bauru. Fonte: Cintra et al. (2003).	40
Figura 6 – Pluviosidade em Bauru: Acumulada média mensal entre os anos 2001 a 2009, Acumulada mensal em 2010 e Acumulada de cinco dias antes da coleta. Dados do IPMET, 2010.42	
Figura 7 – Temperatura do ar média mensal. Dados do IPMET, 2010.	42
Figura 8 – Localização da Bacia Hidrográfica Tietê-Batalha, no Estado de São Paulo. Destaque para a localização do rio Batalha e seus afluentes. Fonte: adaptado do Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-batalha (2008).	43
Figura 9 – Município de Bauru, principais rodovias, localização do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru e penitenciária e sua distância em relação ao centro da cidade. Fonte: Adaptado de Mondelli, 2008.	45
Figura 10 – Vista panorâmica do aterro sanitário de Bauru. Fonte: Adaptado de Mondelli (2008).46	
Figura 11 – Vista panorâmica do aterro sanitário de Bauru, evidenciando o fluxo de águas superficiais e o córrego Gabiroba. Imagem de 2004 do Google® (2010).	47
Figura 12 – Lagoa de chorume sobre os resíduos, em segundo plano, e transbordamento de chorume pelo dreno vertical de gás, em primeiro plano. Fonte: Mondelli (2008).	48
Figura 13 – Fluxograma da metodologia utilizada.	49
Figura 14 – Localização dos pontos de amostragem de águas superficiais, na microbacia do córrego Gabiroba.	51
Figura 15 – Erosão à jusante do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, destaque para a localização do aterro e o ponto de coleta de águas superficiais PA1.	52
Figura 16 – Coleta de água superficial no ponto P1, nascente do córrego Gabiroba.	53

Figura 17 – Determinação de parâmetros “in situ” no ponto P4, exutório da microbacia do córrego Gabiroba.	53
Figura 18 – Coleta de fitoplânctons no ponto P4, exutório da microbacia do córrego Gabiroba. ...	54
Figura 19 – Limites da microbacia do córrego Gabiroba. Imagem de 2004, adaptada do Google Earth® (2010).	57
Figura 20 – Limites da microbacia do córrego Gabiroba. Imagem de 2008, adaptada do INPE.	58
Figura 21 – Mapa de uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Gabiroba com transparência sobre a imagem raster de 2008 (INPE).	59
Figura 22 – Evidência de presença constante de gado nas margens do córrego Gabiroba, à montante do ponto P3. As setas e indicações amarelas indicam o sentido do córrego e localização dos pontos de amostragem.	70
Figura 23 – Efluente lançado no ponto PA2 e solo coberto por pigmentos após receber carga poluidora.	74
Figura 24 – Célula de Sedgwick-Rafter utilizada para contagem do fitoplâncton da amostra de água da saída da microbacia do córrego Gabiroba, ponto P4, em novembro de 2010.	76
Figura 25 – <i>Phacus spp</i> encontrado nas amostras de água do córrego Gabiroba.....	77
Figura 26 – <i>Traquelomonas spp</i> encontrada nas amostras de água do córrego Gabiroba.....	77
Figura 27 – <i>Euglena spp</i> encontrada nas amostras de água do córrego Gabiroba.	78
Figura 28 – Cianobactéria do gênero <i>Planktothrix spp</i> (esquerda) e espécime do gênero <i>trachelomonas spp</i> (direita).....	79
Figura 29 – Compactação dos resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Bauru.	83
Figura 30 – Urubus sobrevoando os resíduos sólidos no aterro sanitário de Bauru.....	83
Figura 31 – Urubus sobre camada em operação de resíduos sólidos no aterro sanitário de Bauru..	84
Figura 32 – Resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.	85
Figura 33 – Resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.	85
Figura 34 – Sulcos erosivos e resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.	86
Figura 35 – Lagoas de armazenamento de chorume do aterro sanitário de Bauru, construídas em 2008.....	86
Figura 36 – Suspensão do chorume à superfície pelos gases produzidos na decomposição dos resíduos sólidos.	87
Figura 37 – Poços de monitoramento instalados no entorno do aterro e ponto de amostragem de águas superficiais do presente estudo. Em destaque: fluxo subterrâneo estimado. Fonte: adaptado de Mondelli (2008).....	88

Figura 38 – Características construtivas dos poços de monitoramento instalados no aterro. Fonte: Adaptado de Mondelli (2008).	89
--	----

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos na China. Fonte: Zhang et al. (2010).	7
Tabela 2 – Origem de resíduos sólidos. Fonte: Tchobanoglous et al. (1993).	9
Tabela 3 – Tipos de origem dos resíduos sólidos de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a Política Estadual de Resíduos Sólidos, do Estado de São Paulo.	10
Tabela 4 – Estimativa da geração de resíduos sólidos nos Estados Unidos no ano de 1990. Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (1993).	10
Tabela 5 – Estimativa das taxas de geração de resíduos sólidos urbanos per capita nos Estados Unidos para o ano de 1990 (valores médios calculados). Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (1993).	11
Tabela 6 – Dados de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e resíduos sólidos perigosos (RP) em diversos países. Dados de 2005, exceto China, 2006. Fonte: Zhang et al. (2010).	11
Tabela 7 – Comparação da distribuição típica dos resíduos sólidos urbanos em diversos países. Fonte: * Zhang et al. (2010); ** Tchobanoglous et al. (1993).	14
Tabela 8 – Composição gravimétrica de duas diferentes cidades brasileiras. Fonte: Hamada (2006).	14
Tabela 9 – Geração e porcentagem do tratamento dos resíduos sólidos urbanos em alguns países da União Européia, em 2008. Fonte: EUROSTAT (2010).	18
Tabela 10 – Porcentagem de resíduos sólidos urbanos coletados, por unidade de destino final, para o ano 2000. Fonte: IBGE (2002).	19
Tabela 11 – Classificação das águas doces e suas respectivas destinações, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.	27
Tabela 12 – Parâmetros do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e seus respectivos pesos. Fonte: ANA (2005).	33
Tabela 13 – Classificação dos valores do IQA nos Estados Brasileiros. Fonte: ANA (2005).	36
Tabela 14 – Descrição dos pontos de amostragem de águas superficiais e suas respectivas distâncias em relação ao exutório da microbacia.	51
Tabela 15 – Análises realizadas e seus respectivos métodos e equipamentos.	55

Tabela 16 – Classes de uso e ocupação do solo na microbacia do Córrego Gabiroba, com suas respectivas áreas e porcentagem em relação à área total. Adaptada da imagem do Inpe, de 2008, utilizando o Software ArcGis 9.2.	60
Tabela 17 – Parâmetros indicadores de qualidade física da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.	61
Tabela 18 – Parâmetros indicadores de qualidade química da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.	64
Tabela 19 – Parâmetros indicadores de qualidade biológica da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.	75
Tabela 20 – Densidade de cianobactérias de amostras de águas superficiais do córrego Gabiroba.	79
Tabela 21 – Valores de Índice de Qualidade da Água (IQA) de amostras de água do córrego Gabiroba e de seu afluente, conforme a metodologia da CETESB, descrita por ANA (2005).	80
Tabela 22 – Notas do IQR do aterro de Bauru. Fonte: CETESB (2010).	82
Tabela 23 – Resultados das análises laboratoriais no ponto PA1 do presente estudo, em diversas datas (esquerda) e resultados dos poços de monitoramento do aterro sanitário, realizada em junho de 2010, pela Bioagri.	90

Sumário

RESUMO.....	II
ABSTRACT	III
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
ÍNDICE DE TABELAS.....	VII
SUMÁRIO.....	IX
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVOS GERAIS	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	4
3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS.....	5
3.2.1 Origem.....	8
3.2.2 Classificação	11
3.2.3 Caracterização	13
3.2.4 Destinação.....	15
3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	17
3.3.1 Panorama	17
3.3.2 Gestão.....	20
3.4 QUALIDADE DAS ÁGUAS	24
3.4.1 Parâmetros indicadores de qualidade da água	27
3.4.2 Índice de qualidade da água (IQA)	33
3.5 IMPACTOS DE ATERROS SANITÁRIOS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	36
3.6 ESTUDOS RELACIONADOS AO ATERRO DE BAURU.....	38
4 MATERIAIS E MÉTODO.....	41
4.1 ÁREA DE ESTUDO	41
4.1.1 Município de Bauru	41

4.1.2	<i>Microbacia do Córrego Gabiroba</i>	43
4.1.3	<i>Aterro Sanitário de Bauru</i>	44
4.2	METODOLOGIA	48
4.2.1	<i>Delineamento e Mapeamento da Microbacia</i>	49
4.2.2	<i>Monitoramento das Águas Superficiais</i>	50
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
5.1	DELINEAMENTO DA MICROBACIA.....	57
5.2	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	58
5.3	QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	61
5.3.1	<i>Parâmetros Físicos</i>	61
5.3.2	<i>Parâmetros Químicos</i>	63
5.3.3	<i>Parâmetros Biológicos</i>	74
5.3.4	<i>Índice de Qualidade da Água</i>	80
5.4	ATERRO SANITÁRIO	82
6	CONCLUSÕES	92
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94
	ANEXOS	101
	RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS	101
	REGISTROS FOTOGRÁFICOS	109

1 INTRODUÇÃO

A crescente problemática da produção de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) nas grandes cidades envolve vários aspectos, um deles é a disposição e/ou operação inadequada de resíduos sólidos em aterros sanitários. Esta disposição gera vários problemas ambientais, incluindo riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, devido ao lixiviado produzido na decomposição dos resíduos, fato este, que pode acarretar sérias consequências ao meio ambiente e à saúde pública.

A quantidade e a qualidade do chorume (lixiviado) produzido são influenciadas pela quantidade, composição e umidade contida nos resíduos sólidos, assim como fatores locais, tais como condições hidrogeológicas, clima, altura do nível freático e tipo do aterro (JOHANSEN & CARLSON, 1976). Porém, apresenta características marcantes, como altas concentrações de matéria orgânica, medida como demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além de quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas, como metais pesados, e nitrogênio na forma amoniacal e nítrica.

Freqüentemente, na análise da qualidade das águas superficiais, credita-se o problema de sua deterioração somente à presença de apenas uma fonte de poluição, sem que se avalie a presença dos usos e ocupações do solo no entorno. Por ser um elemento de relevância sanitária, o foco das atenções recai fortemente sobre o aterro sanitário. Contudo, deve ser destacados a abrangência e o crescimento do uso e ocupação do solo sobre a bacia, envolvendo as mais diversas atividades, das quais também deve-se exigir o planejamento e controle.

O aterro sanitário de Bauru encontra-se em uma sub-bacia na unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI) Tietê-Batalha, formada pelo Ribeirão Água Parada, que é um afluente do Rio Batalha. Um dos afluentes do Ribeirão Água Parada é o Córrego Gabiroba, cuja microbacia se insere o aterro sanitário de Bauru.

O Ribeirão Água Parada é constantemente noticiado como futuro manancial de abastecimento público do município de Bauru e, por isso, algumas iniciativas de monitoramento da qualidade de suas águas têm sido tomadas pelo Departamento de Água e Esgotos de Bauru (DAE), por meio da coleta de amostras em dois pontos, sendo um no próprio córrego Gabiroba. Ao longo dos anos, alguns parâmetros têm indicado piora da qualidade de suas águas.

Nesse contexto, tornaram-se necessários estudos para avaliar a qualidade das águas em toda esta microbacia. Além disso, foi realizada uma análise do desempenho ambiental do aterro sanitário, principalmente quanto a seus efluentes e seu peso relativo em relação às demais atividades antrópicas da bacia.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos Gerais

O objetivo do presente estudo foi avaliar a contaminação das águas superficiais relacionadas ao aterro sanitário e identificar sua influência na qualidade das águas do córrego Gabiroba, considerando, nesta avaliação, o uso e ocupação do solo e outras fontes potencialmente poluidoras na microbacia.

2.2 Objetivos Específicos

- Mapear o uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Gabiroba, na qual se localiza o aterro sanitário, com identificação das potenciais fontes de poluição;
- Avaliar a qualidade das águas superficiais do córrego Gabiroba e seu afluente em pontos localizados próximos às potenciais fontes de poluição, além de calcular seu índice de qualidade da água - IQA;
- Avaliar a contribuição específica do aterro sanitário, na qualidade das águas superficiais em vista de seu desempenho executivo e operacional.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Uso e Ocupação do Solo

Desde a antiguidade, o homem tem usado os recursos da terra para seu sustento e, conseqüentemente, para a disposição de seus resíduos. Antigamente, a eliminação dos resíduos não representava um problema ambiental significativo, pois a população mundial era pequena e existiam terras disponíveis para a assimilação dos resíduos. Os problemas começaram a surgir com a organização das sociedades em tribos, vilas e comunidades, com o acúmulo de resíduos, resultante das diversas atividades humanas (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

A revolução industrial modificou profundamente as relações do homem com o campo, ocasionando dependência das tecnologias oferecidas pelas cidades. Com isso, ocorreu migração da massa populacional do meio rural para o ambiente urbano, conhecida como o processo de urbanização. Este processo gerou enormes problemas, deteriorou o ambiente urbano, provocou a desorganização social, com carência de habitação, desemprego, problemas de higiene e de saneamento básico.

A falta de um planejamento do uso e ocupação do solo urbano compromete a qualidade de vida da população. O crescimento desordenado das cidades gera ocupação de locais irregulares, dificultando o acesso dessa população à infra-estrutura básica, como água potável e coleta de esgotos e resíduos sólidos. Diante desse descaso, desencadeia-se forte agressão ao meio ambiente, como exemplo, a disposição inadequada dos resíduos sólidos em áreas marginais de rios, em erosões e em aterros não controlados.

A poluição do solo urbano, proveniente dos resíduos gerados pelas atividades das cidades, além dos resíduos provenientes do grande número de residências presentes em áreas relativamente restritas, difere da poluição rural do ponto de vista ecológico e de equilíbrio dos ecossistemas. A maior parte dos resíduos urbanos é proveniente de áreas externas ao seu território. Ao serem lançados ou dispostos inadequadamente nos

limites do território urbano, não só acentuam os problemas de poluição, como causam o empobrecimento nas áreas de onde provem a matéria e a energia que, após a utilização no meio urbano, transforma-se em resíduo (BRAGA et al., 2005).

Desta forma, o processo de urbanização e o consumo de produtos industrializados causaram um aumento excessivo dos resíduos sólidos, que tornou-se um dos maiores problemas da sociedade moderna (AMBIENTEBRASIL, 2010). Soma-se a isso, a falta de planejamento para a geração, tratamento e disposição final destes resíduos, resultando em poluição da água, do solo e do ar.

3.2 Resíduos Sólidos

O termo resíduo sólido apresenta diferentes definições, feitas por vários autores. Segundo Tchobanoglous et al. (1993), resíduos sólidos englobam a massa heterogênea de descartes advindos das comunidades urbanas, bem como, a massa mais homogênea advinda de descartes da agricultura e da indústria. Hamada (2006), afirma que resíduos referem-se a coisas sem utilidade ou valor, podendo ser definidos também como restos da atividade humana que, fisicamente, contém os mesmos materiais que são encontrados nos respectivos produtos originais, que tinham valor e utilidade. De acordo com a Norma Técnica da ABNT 10.004/2004:

"Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis, face à melhor tecnologia disponível".

A política estadual de resíduos sólidos do Estado de São Paulo, Lei nº 12.300, define resíduos sólidos como:

“Os materiais decorrentes de atividades humanas em sociedade, e que se apresentam nos estados sólido ou semi-sólido, como

líquidos não passíveis de tratamento como efluentes, ou ainda os gases contidos”

Para McDougall et al. (2001), resíduos sólidos são subprodutos da atividade humana e diferem dos seus produtos de origem pela falta de valor. Esta falta de valor pode ser atribuída a sua heterogeneidade e, geralmente, a falta de conhecimento de sua composição. Separar os materiais dos resíduos, geralmente, aumenta seu valor, se existir uso disponível para os materiais recuperados. Essa relação inversa entre grau de mistura e valor é uma importante característica dos resíduos.

Antigamente, segundo Tchobanoglous et al. (1993), os resíduos sólidos não representavam ameaça à população, pois esta se distribuía em núcleos populacionais pequenos e esparsos, além de existir terras suficientes para a degradação dos resíduos. De acordo com este autor, a partir do século IX, medidas de controle dos resíduos sólidos tornaram-se considerações vitais para a saúde pública, como sua coleta e descarte, controlando vetores de doenças, que assombravam a população na época. Hoje, a relação entre saúde pública e a adequada armazenagem, coleta e eliminação dos resíduos sólidos é clara, existindo diversos trabalhos que apresentam relação entre doenças e condições inadequadas de manejo de resíduos.

Outros aspectos também se tornaram relevantes, como a poluição ambiental e a conservação de recursos naturais. Impactos ambientais, como a poluição do solo, do ar e da água, têm sido atribuídos à gestão deficiente dos resíduos sólidos. Por exemplo, o chorume de lixões e aterros mal construídos ou mal operados, tem contaminado águas subterrâneas e superficiais (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). Estações de tratamento de esgotos industriais podem conter diversos compostos químicos capazes de alterar a qualidade das águas.

Apesar da capacidade da natureza em diluir, dispersar, degradar, absorver e assim, diminuir seus impactos, os resíduos têm sido gerados numa frequência maior que sua capacidade de assimilação natural (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). Existem estimativas de que a quantidade de resíduos sólidos gerada por habitante por dia vem aumentando, e que depende de uma série de fatores, como renda per capita, época do ano, modo de vida, movimento da população nos períodos de férias e fins de semana e novos métodos de acondicionamento de mercadorias, com a tendência mais recente de utilização de embalagens não retornáveis (CUNHA, 2002). A estimativa de geração de

lixo ao longo dos anos na China, realizada por Zhang et al. (2010), é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos na China. Fonte: Zhang et al. (2010).

Parâmetro	1981	1990	2003	2004	2005	2006	2007
População urbana ($\times 10^4$)	14.400	32.530	52.376	54.283	56.157	57.706	59.379
RSU coletados e transportados ($\times 10^4$ toneladas ano ⁻¹)	2.606	6.767	14.857	15.509	14.577	14.841	15.214
RSU per capita (kg dia ⁻¹)	0,5	0,57	0,78	0,78	0,76	0,7	0,7

Nessa abordagem, surge o conceito de desenvolvimento sustentável, que busca satisfazer as necessidades do presente sem comprometer os recursos das futuras gerações (CORSON, 1993), apud (HAMADA, 2006). O desenvolvimento sustentável implica no manejo eficiente dos recursos naturais e, buscando, sempre que possível, conservá-los. Contra essa premissa, a produção e a disposição de resíduos no solo, nas quantidades atuais, demonstram que há bastante desperdício. A volumosa descarga, em lixões ou aterros sanitários, é um forte indício da ineficiência de manejo adequado dos recursos materiais (HAMADA, 2006).

Para a solução desta questão, White et al. (1993), apud Hamada (2006), afirma que decisões estratégicas podem contribuir muito mais para o desenvolvimento sustentável, por avaliarem diferentes alternativas de manejo, ao invés de simplesmente refinarem uma determinada solução. Neste caso, define-se uma hierarquia para o manejo de resíduos sólidos e nesta estabelecem-se objetivos para a recuperação e reciclagem de materiais (Figura 1).

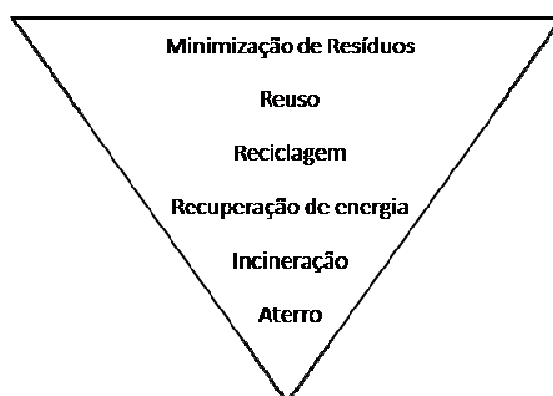


Figura 1 – Hierarquia no manejo de resíduos sólidos. Fonte: White et al. (1993) apud Hamada (2006).

Segundo White et al. (1993), essa hierarquia pode ser usada como uma combinação de opções, devendo ser analisado cada caso em particular. Está claro que não existe um método único de processamento ou disposição de resíduos que pode abranger todos os materiais de uma forma ambientalmente sustentável. Provavelmente existirão muitas opções para o manejo, por exemplo, o tratamento térmico com recuperação de energia, pode ser uma alternativa ambientalmente melhor que a reciclagem de determinado resíduo. Torna-se necessária uma avaliação holística de todo o problema, considerando situações locais específicas, como populações pequenas e esparsas e grandes centros urbanos, ou um aumento sazonal na geração de resíduos, provocados pelo turismo. Também, deve-se considerar a qualidade dos resíduos. Além disso, devem ser considerados os custos para cada opção. Em determinadas situações, os custos de uma opção podem exceder os benefícios.

3.2.1 Origem

Os conhecimentos da origem dos resíduos sólidos, juntamente com os dados de composição e taxas de geração, são informações essenciais para um manejo efetivo desses materiais, evitando assim, que causem impactos ambientais negativos. As fontes de resíduos sólidos são, geralmente, relacionadas ao zoneamento e uso da terra. A classificação dos tipos de resíduos sólidos é complicada e a falta de categorias consistentes implica em problemas na comparação entre países.

As instalações, atividades ou localizações relacionadas a cada uma das fontes e os diversos tipos de resíduos sólidos, de acordo com Tchobanoglous et al. (1993), são apresentadas na Tabela 2.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305) e a Política Estadual de Resíduos Sólidos, do Estado de São Paulo (Lei nº 12.300), estabelecem diversos tipos de origem dos resíduos sólidos, que diferem em alguns conceitos, conforme apresenta a Tabela 3. A Política Nacional discrimina mais restritivamente os tipos de origem dos resíduos sólidos, enquanto que a Política Estadual agrupa algumas origens.

As quantidades de resíduos sólidos gerados e coletados são informações importantes na determinação de programas de manejo federais e estaduais; na seleção de equipamentos específicos; e na escolha das rotas de coleta, usinas de reciclagem e instalação de aterros. Tchobanoglous et al. (1993) estimaram as quantidades de resíduos

sólidos urbanos, industriais e agrícolas gerados per capita nos Estados Unidos para o ano de 1990; os dados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 2 – Origem de resíduos sólidos. Fonte: Tchobanoglous et al. (1993).

Origem	Local de produção	Tipos de resíduos
Residencial	Residências unifamiliares e multifamiliares, habitações separadas, prédios pequenos, médios e arranha-céus, etc.	Resíduos orgânicos, papéis, plásticos, tecidos, couro, resíduos de jardinagem, madeira, vidro, alumínio, outros materiais, cinzas, resíduos especiais (incluindo resíduos volumosos, eletrodomésticos, eletrônicos, resíduos de jardinagem coletados separadamente, baterias, óleos e pneus) resíduos domésticos perigosos
Comercial	Lojas, supermercados, restaurantes, prédios comerciais, hotéis, serviços de estacionamento, oficinas, etc.	Papel, plástico, madeira, resíduos orgânicos, vidro, metais, resíduos perigosos, resíduos especiais (referidos anteriormente), etc.
Institucional	Escolas, hospitais, prisões, centros governamentais	Exemplos citados acima
Construção e demolição	Novas construções, reformas, reparação de estradas, demolições, pavimentos quebrados	Madeira, tijolo, cimento, concreto, aço, entulhos, etc.
Serviços municipais (excluindo estações de tratamento de efluentes)	Limpeza urbana, paisagismo, parques, praias e outras áreas recreacionais	Resíduos especiais, jardinagem, resíduos provenientes de limpeza de áreas públicas
Estações de tratamento de efluentes e incineradores	Processos de tratamento de água, esgoto doméstico e industrial, etc.	Resíduos de estações de tratamento de efluentes, lamas
Origem	Local de produção	Tipos de resíduos
Resíduos sólidos municipais	Todos acima	Exemplos citados acima
Industriais	Fabricações, manufaturas leves e pesadas, refinarias, industriais químicas, usinas, etc.	Resíduos industriais, sucatas, resíduos não-industriais incluindo orgânicos, cinzas, resíduos de construção e demolição, resíduos especiais e perigosos
Agricultura	Campos e colheitas, fazendas, pomares, vinhedos, laticínios, criadouros, etc.	Resíduos de agricultura, orgânicos, resíduos perigosos

Dados de geração de resíduos sólidos devem ser avaliados com cautela, pois geralmente refletem as quantidades de lixo coletados, e não as geradas efetivamente. Além disso, segundo Tchobanoglous et al. (1993), os dados relatados geralmente não incluem aqueles resíduos que foram reciclados, compostados, destinados aos trituradores de pia, queimados em lareiras ou armazenados temporariamente. Na Tabela 5, Tchobanoglous et al. (1993) estimaram as taxas de resíduos sólidos gerados por

categoria de resíduo sólido urbano nos Estados Unidos. Na Tabela 6 são apresentados alguns dados de geração de resíduos sólidos urbanos e perigosos em diversos países.

Tabela 3 – Tipos de origem dos resíduos sólidos de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a Política Estadual de Resíduos Sólidos, do Estado de São Paulo.

Política Nacional	Política Estadual (São Paulo)
Domiciliares	- (incluso em urbanos)
Limpeza urbana	- (incluso em urbanos)
Urbanos (inclui domiciliares e limpeza urbana)	Urbanos (inclui residências, comércios, prestadores de serviço, varrição, podas, limpeza das vias públicas, sistemas de drenagem)
Estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços	- (incluso em urbanos)
Serviço público de saneamento básico	- (incluso em industriais)
Industriais	Industriais
Serviços de saúde	Serviços de saúde
Atividades rurais	Agrossilvopastoris
Construção civil	Construção civil
Transportes	Portos, aeroportos, rodoviárias, ferrovias, postos de fronteiras e estruturas similares
Mineração	- (inclusos em industriais)

Tabela 4 – Estimativa da geração de resíduos sólidos nos Estados Unidos no ano de 1990. Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (1993).

Taxa de Geração de Resíduos (Kg hab⁻¹ ano⁻¹)			
Resíduo	Estados Unidos	Califórnia	Flórida
Urbano	1009,26	1134	997,92
Industrial	340,2	453,6	226,8
Agricultural	- ^a	1360,8	453,6
Total	1349,46	1587,6	1224,72

^a Estimado separadamente para cada localidade.

Tabela 5 – Estimativa das taxas de geração de resíduos sólidos urbanos per capita nos Estados Unidos para o ano de 1990 (valores médios calculados). Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (1993).

Fonte	Distribuição dos resíduos (%)	Taxa de geração de resíduos (Kg hab ⁻¹ ano ⁻¹)
Residencial e comercial, excluindo os resíduos perigosos e especiais	62,0	1,7
Resíduos perigosos e especiais	5,1	0,1
Institucional	3,4	0,1
Construção e demolição	14,0	0,4
Serviços municipais (excluindo estações de tratamento de efluentes)	9,5	0,3
Estações de tratamento de efluentes e incineradores	6,0	0,2
Total	100,0	2,8

Tabela 6 – Dados de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e resíduos sólidos perigosos (RP) em diversos países. Dados de 2005, exceto China, 2006. Fonte: Zhang et al. (2010).

Países	Quantidade total de RSU gerados (10000 ton)	Taxa de geração de RSU (Kg hab ⁻¹ dia ⁻¹)	Quantidade total de RP gerados (10000 ton)	Taxa de geração de RP (Kg hab ⁻¹ dia ⁻¹)
Estados Unidos	222.863	2,05	133.718	1,23
Canadá	-	-	13.375	1,15
França	33.963	1,48	22.000	0,96
Alemanha	49.563	1,64	39.886	1,32
Dinamarca	3.900	2,03	3.337	1,70
Suíça	4.855	1,78	3.237	1,21
Austrália	-	-	8.903	1,23
Polônia	9.354	0,68	6.496	0,47
Portugal	5.009	1,29	-	-
Hungria	4.632	1,26	2.677	0,74
México	36.088	0,93	27.785	0,71
Japão	51.607	1,10	34.798	0,74
Coréia	18.252	1,04	15.175	0,88
China	212.100	0,98	-	-

3.2.2 Classificação

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Lei n° 12.305, regulamentada pelo Decreto n° 7.404, apresenta a classificação dos resíduos sólidos quando à sua periculosidade, envolvendo suas características quanto ao potencial de causar impacto à saúde e ao meio ambiente:

- a) resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;
- b) resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea “a”.

A Norma Técnica da ABNT 1004/2004 classifica os resíduos sólidos envolvendo a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem e divide ainda os resíduos sólidos não perigosos em duas classes:

“Resíduos classe I – perigosos: São aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, apresentam risco à saúde ou ao meio ambiente, ou apresentam características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, ou fazem parte da relação constante nos anexos A e B da NBR 10.004/2004;

Resíduos classe II – não perigosos: (A) não inertes. Aqueles que não se enquadram na classificação de resíduos classe I ou resíduos classe II B, podem ter propriedades, tais como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água; são basicamente os resíduos domésticos;

Resíduos classe II – não perigosos: (B) inertes. Quando amostrados de forma representativa, conforme NBR 10.007, e submetidos aos procedimentos da NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, turbidez, dureza e sabor; não se degradam ou o fazem lentamente quando dispostos no ambiente, como por exemplo, os resíduos recicláveis.”

3.2.3 *Caracterização*

A composição dos resíduos sólidos varia de acordo as atividades de origem. Para os resíduos sólidos urbanos, essa variação ocorre em função da quantidade de atividades de construção e demolição, de serviços municipais e com os tratamentos de água e efluentes utilizados (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). Os resíduos residenciais e comerciais compõem entre 50 a 75% do total gerado em uma comunidade, excluindo os agrícolas e industriais. Dados de distribuição típica dos resíduos sólidos urbanos são apresentados na Tabela 5.

A caracterização dos resíduos sólidos pode ser feita por meio de seus componentes individuais e sua distribuição relativa, geralmente baseada em porcentagem de peso. Essa composição dos resíduos sólidos urbanos é importante para a seleção e operação de equipamentos e instalações, na otimização de recursos e consumo de energia e na análise e projeto de aterros sanitários. Essa quantificação é usualmente conhecida como composição gravimétrica.

A composição gravimétrica varia de acordo com a industrialização e renda que o país apresenta, assim como os hábitos de consumo. Tal variação é nítida quando se efetua uma comparação entre diferentes países e a respectiva renda per capita, como ilustrado na Tabela 7. Grandes proporções de papel, plástico e metal na composição dos resíduos sólidos urbanos geralmente são consideradas como sinal de países urbanizados ou em urbanização (ZHANG et al., 2010).

Pessin et al. (1991), apud Hamada (2006), e Conder (1992), apud Hamada (2006) determinaram a composição gravimétrica de duas diferentes cidades brasileiras, conforme mostra a Tabela 8. Caxias do Sul (RS) apresenta características de países com renda per capita média, enquanto Lauro de Freitas (BA) apresenta características de países de baixa renda.

Deve-se levar em consideração que nas caracterizações mais recentes, como apresentada na Tabela 7, os programas de reciclagem locais podem mascarar os resultados, como reciclagem de papel, plástico, vidro, metal e compostagem. Isso pode levar a falsos resultados, indicando uma situação de desenvolvimento, com baixa proporção relativa de plásticos, papéis e metais e alta de resíduos orgânicos.

Tabela 7 – Comparação da distribuição típica dos resíduos sólidos urbanos em diversos países. Fonte: * Zhang et al. (2010); ** Tchobanoglous et al. (1993).

Países	Composição (%)						
	Orgânico	Papel/papelão	Plásticos	Vidro	Metais	Têxteis	Outros
China (2003) *	53	7	7	2	1	5	-
EUA (2005) *	25	34	12	5	8	-	16
Japão (2000) *	34	33	13	5	3	-	12
Coréia (2005) *	28	24	8	5	7	-	28
Canadá (2005) *	24	47	3	6	13	-	8
França (2005) *	32	20	9	10	3	-	26
Holanda (2005) *	35	26	19	4	4	-	12
Alemanha (2005) *	14	34	22	12	5	-	12
Suíça (2005) *	29	20	15	4	3	-	29
Austrália (2005) *	47	23	4	7	5	-	13
México (2005) *	51	15	6	6	3	-	18
Eslováquia (2005) *	38	13	7	8	3	-	31
Portugal (2005) *	34	21	11	7	4	-	23
Hungria (2005) *	29	15	17	2	2	-	35
Europa *	30	32	7	10	8	4	-
Países de baixa renda **	40 - 85	1 - 10	1 - 5	1 - 10	1 - 5	1 - 5	-
Países de média renda **	20 - 65	8 - 30	2 - 6	1 - 10	1 - 5	2 - 10	-
Países de alta renda **	6 - 30	25 - 66	3 - 6	4 - 12	3 - 13	2 - 6	-

Tabela 8 – Composição gravimétrica de duas diferentes cidades brasileiras. Fonte: Hamada (2006).

Componente	Caxias do Sul - RS	Lauro de Freitas - BA
Restos de alimento	51,7	74,6
Papel, papelão	20,9	6,9
Metais ferrosos	5,3	1,9
Trapo, couro, borracha	7,1	2,5
Plástico fino e grosso	9	11,4
Madeira	1,3	0,3
Metais não ferrosos	0,3	0,2
Vidro	3	1,5
Diversos	1,4	0,7
Total	100	100

3.2.4 Destinação

No Brasil, de acordo com a pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002) realizada pelo IBGE, em 2000, dos distritos que realizam a coleta de lixo, 71,5% ainda estão depositando os resíduos sólidos a céu aberto. Apenas 22% estão sendo dispostos em aterros controlados e 17% são conduzidos aos aterros sanitários. A reciclagem e a incineração ainda constituem práticas pouco realizadas, representando apenas 7,1% e 3,8%, respectivamente. Deve-se destacar que um mesmo distrito pode ter mais de um tipo de destinação final para o lixo. Esses dados devem ser analisados com cautela, visto que mostra a realidade do país há uma década. Nesse tempo, a preocupação com os recursos e impactos ambientais tornou-se inevitável.

Dentre os diferentes grupos de resíduos sólidos, os domiciliares, por natureza, são os mais complicados em termos de manejo, pois são constituídos por uma diversidade de componentes, como plásticos, vidros, metais, restos de alimentos, entre outros, e são, via de regra, totalmente misturados. A composição desses resíduos também varia muito em função da sazonalidade e geograficamente (de um país para outro, de uma cidade para outra ou nelas mesmas, em função de bairros ou regiões). Outros resíduos sólidos, como os comerciais e os industriais tendem a ser mais homogêneos e a apresentar-se em grande quantidade para cada um dos componentes (HAMADA, 2006).

Segundo Hamada (2008), o lixão, forma de descarte de resíduos sob o solo e a céu aberto, constitui-se numa forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos municipais, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Esse tipo de destinação traz diversos comprometimentos ao meio ambiente e à saúde da população. Podemos citar problemas como: surgimento de focos de vetores transmissores de doenças, mau cheiro, possíveis contaminação do solo e de corpos d'água, além da inevitável degradação da paisagem urbana das cidades. Como agravante, deve ser mencionada a presença de catadores e criações de porcos nestes locais colocando em risco, não apenas a sua integridade física e de saúde, mas também submetendo-se à uma condição de marginalidade social e econômica que, muitas vezes, se confunde com o próprio conceito de lixo, situação esta que deve ser repudiada e melhor administrada pelos governantes.

Segundo Zuliani (2003), o chorume e a água da chuva que drena os depósitos de lixo a céu aberto atingem facilmente os cursos d'água, levando consigo contaminantes e

patógenos dos mais diversos, além disso, agravando ainda mais a situação, é hábito de determinadas comunidades utilizarem voçorocas como lixões. Nessas condições, o transporte de contaminantes é facilitado, já que as voçorocas normalmente encontram-se no nível do lençol freático e junto ao curso d'água.

Em aterros controlados, a disposição de resíduos procura reduzir os danos ou risco à saúde pública e os impactos ambientais. Esse método, normalmente não confinante, realiza a cobertura dos resíduos na conclusão de cada jornada de trabalho. Porém, como não dispõe de uma impermeabilização de base, nem de sistemas de coleta e tratamento de gases e chorume, pode comprometer a qualidade das águas subterrâneas e a atmosfera pela eliminação de gases. Esse método quase sempre resulta da evolução de um lixão que, por intervenção de órgãos de proteção ambiental, buscam promover uma operação mais adequada (HAMADA, 2008).

Aterros sanitários referem-se a instalações projetadas e operadas para a disposição de resíduos sólidos domiciliares, industriais ou agrícolas, com a finalidade de minimizar impactos ambientais e problemas de saúde pública, confinando os resíduos à menor área possível e reduzindo-os ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra ao final de cada jornada de trabalho (ABNT, 1992). As instalações incluem monitoramento do fluxo de resíduos que entram no aterro, descarga e compactação, além de elementos de monitoramento ambiental (HAMADA, 2008). O aterro sanitário pode ser considerado como o método ambientalmente mais aceitável para a disposição dos resíduos sólidos urbanos. Segundo Tchobanoglous et al. (1993), mesmo com a implementação de tecnologias de redução de lixo, reciclagem e transformação, a disposição de resíduos sólidos urbanos nos aterros permanece como um componente importante na sua estratégia de manejo.

A quantidade e a qualidade do chorume (lixiviado) produzido são influenciadas pela quantidade, composição e umidade contida nos resíduos sólidos, assim como fatores locais tais como condições hidrogeológicas, clima, altura do nível freático e tipo do aterro (JOHANSEN & CARLSON, 1976). Locais com alta densidade populacional, alta precipitação anual (mais de 2000 mm), temperatura (25-35 °C) e umidade (60-80%), assim como estação seca com mais de 150 dias no ano, acarretam em variação e complexidade nas características e composição do lixiviado em ecossistemas tropicais (MIYAJIMA et al., 1997) apud (MANGIMBULUDE et al., 2009). O tratamento do lixiviados nessas regiões torna-se complicado devido às variações sazonais da carga poluente.

3.3 Resíduos sólidos urbanos

3.3.1 Panorama

3.3.1.1 Internacional

A União Européia gerou, em 2006, aproximadamente 2,9 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, sendo 89 milhões de toneladas de resíduos perigosos. Entre 1996 e 2006 a quantidade de resíduos sólidos gerada aumentou em 7%, alcançando 517 kg hab⁻¹. No mesmo período, o crescimento da renda e produção foi consideravelmente maior (25%) (EUROSTAT, 2009). Com relação ao tratamento desses resíduos, 60% eram depositados em aterros em 1996, passando a 41% em 2006. Formas de tratamento alternativas se tornaram mais importantes, como a incineração, passando de 14% a 19% e a quantidade reciclada e compostada que dobrou no mesmo período (EUROSTAT, 2009). A Tabela 9 apresenta os valores de resíduos sólidos urbanos gerados e a porcentagem de tratamento em alguns países da União Européia.

A Alemanha possui um dos maiores índices de reciclagem da União Européia e, também aproveita energeticamente boa parte dos seus resíduos, sendo quase independente de aterros como forma de disposição final. Em 2006 apenas 4 kg de resíduos sólidos urbanos per capita foram depositados em aterros, comparados aos 225 kg per capita em 1996 (EUROSTAT, 2009).

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA (2009b), os Estados Unidos geraram aproximadamente 250 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos no ano de 2008. Destes, 33% foram reciclados e compostados e 54% foram depositados em aterros. Ainda de acordo com a fonte, a capacidade dos aterros nos Estados Unidos parece ser suficiente, apesar de limitado em algumas regiões. E embora o número de aterros tenha diminuído ao longo dos anos, seu tamanho médio tem aumentado, assim como sua vida útil. Em 1986 existiam 7.683 aterros municipais e, em 2007, esse número reduziu para 1.754. Além disso, a taxa de resíduos depositados (após a reciclagem, compostagem, recuperação com geração de energia) é de 1,10 kg⁻¹ hab⁻¹ dia⁻¹, mais baixa que a taxa de geração em 1960 (1,14 kg⁻¹ hab⁻¹ dia⁻¹), quando aparentemente não existia nenhuma recuperação dos resíduos.

Tabela 9 – Geração e porcentagem do tratamento dos resíduos sólidos urbanos em alguns países da União Européia, em 2008. Fonte: EUROSTAT (2010).

Países	Resíduos sólidos urbanos gerados ($\text{kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	Tratamento dos resíduos sólidos urbanos (%)			
		Aterro	Incineração	Reciclagem	Compostagem
Bulgária	467	100	0	0	0
Dinamarca	802	4	54	24	18
Alemanha	581	1	35	48	17
Grécia	453	77	0	21	2
Espanha	575	57	9	14	20
França	543	36	32	18	15
Itália	561	44	11	11	34
Holanda	633	1	39	32	27
Áustria	601	3	27	29	40
Polônia	320	87	1	9	4
Portugal	477	65	19	9	8
Finlândia	522	50	17	25	8
Reino Unido	565	55	10	23	12

A China enfrentou um crescimento populacional nas últimas duas décadas e sua economia tem se desenvolvido progressivamente. Segundo o Banco Mundial (2005), nenhum outro país tem experimentado tão grande e tão rápido aumento na quantidade de resíduos sólidos como a China está enfrentando. A urbanização, o crescimento populacional e a industrialização são as três razões chaves para este fato. Atualmente, existem cerca de 660 cidades chinesas, que produzem cerca de 190 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos por ano (ZHANG et al., 2010), e respondem por 29% dos resíduos sólidos urbanos do mundo a cada ano (SUOCHENG et al., 2001 & HUI et al., 2006). A taxa de geração de resíduos sólidos urbanos per capita é relativamente baixa na China, aproximadamente $0.8\text{--}1.0 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (ZHANG et al., 2010). Em 2006 aproximadamente 30% dos resíduos sólidos urbanos gerados não foram coletados, 64% foram dispostos em aterros (24% em aterros sanitários), 1,5% foi compostado e 4,5% incinerado. Em 2007, 62% dos resíduos sólidos urbanos foi tratado. De acordo com Zhang et al. (2010), somente os novos aterros atendem aos padrões internacionais de saneamento de aterros.

3.3.1.2 Nacional

De acordo com a pesquisa nacional de saneamento básico (IBGE, 2002) realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, em 2000, dos distritos que realizaram a coleta de lixo, 71,5% ainda estão depositando os resíduos sólidos a céu aberto. Apenas 22% estão sendo colocados sob a forma de aterros controlados e 17% são conduzidos aos aterros. A reciclagem e a incineração constituem ainda uma prática pouco realizada, representando apenas 7,1% e 3,8%, respectivamente. Deve-se destacar que um mesmo distrito pode ter mais de um tipo de destinação final para o lixo. A Tabela 10 apresenta a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletos por unidade de destino final, para o ano 2000.

Tabela 10 – Porcentagem de resíduos sólidos urbanos coletados, por unidade de destino final, para o ano 2000. Fonte: IBGE (2002).

Destino	(% do total coletado)
Lixões	21,2
Corpos D'Água	0,1
Aterros Controlados	37
Aterros Sanitários	36,2
Centros de Compostagem	2,9
Centros de Triagem	1
Centros de Incineração	0,5
Não fixos	0,5
Outros	1,7

Segundo Panorama dos Resíduos Sólidos, publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (ABRELPE, 2010), o Brasil apresenta uma melhora com relação à geração, coleta e destinação de resíduos sólidos urbanos, porém ainda observa-se uma situação crítica. Em 2009 foram gerados aproximadamente 57 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, e geração per capita de 359 kg ($1,01 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). No ano de 2009 observou-se um crescimento de 6,6% na geração per capita de RSU em relação a 2008. Comparando-se o crescimento populacional no mesmo período, cerca de 1%, indica aumento real na quantidade de resíduos descartados, a demonstrar que no país ainda não foram implementadas ações efetivas para minimização da geração de resíduos. Ainda de acordo com a ABRELPE (2010), 88% dos resíduos sólidos urbanos gerados foram coletados e apenas 57% foram depositados em aterros sanitários. Com relação à coleta

seletiva, 56,6% dos municípios apresentam algum sistema. Porém, em algumas situações as atividades de coleta seletiva resumem-se à disponibilização de pontos de entrega voluntária à população ou na simples formalização de convênios com cooperativas de catadores para a execução dos serviços (ABRELPE, 2010).

3.3.1.3 São Paulo

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2010), o Estado de São Paulo apresenta uma taxa de geração de resíduos de $1,26 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, gerando aproximadamente 51,4 mil toneladas diárias, sendo 96% coletado. Com relação à destinação final, aproximadamente 76% dos resíduos sólidos urbanos coletados são destinados a aterros sanitários, 14% a aterros controlados e 9,5% a lixões.

3.3.2 Gestão

3.3.2.1 Internacional

A Alemanha foi o país precursor na regulamentação e gestão de resíduos sólidos. Em 1986 foi editada a Lei de minimização e eliminação de resíduos, substituída pela Lei de economia de ciclo integral e gestão de resíduos, em 1994. Esta Lei determina que os resíduos, primeiramente, devem ser evitados, reduzindo-se a quantidade de produção e sua nocividade. Em segundo lugar, devem ser objeto de reciclagem ou usados para a obtenção de energia, priorizando-se a forma ambientalmente compatível. O referido documento estabeleceu a “responsabilidade do produto” para aqueles que desenvolvem, processam ou vendem determinados produtos, com a possibilidade de que os produtores só os coloquem em circulação depois de fornecerem meios adequados para sua devolução. No setor de embalagens, os fabricantes são responsáveis pela coleta de seus produtos. Foi criada a Duales System Deutschland GmbH (DSD), para coletar, selecionar e valorizar seus vasilhames. Os filiados pagam uma taxa em razão do volume produzido de embalagens e são identificados por meio do “ponto verde”. O termo “dual” faz referência a um sistema paralelo ao municipal (TRENNEPOHL, 2008).

A idéia de responsabilidade do produtor pela disposição final dos resíduos também é adotada na França. Alguns estudos realizados na Alemanha e Suécia indicam que essa forma de responsabilidade tem levado a uma diminuição dos resíduos, na medida em que há um decréscimo na sua geração e um aumento das reciclagens no

mesmo período (TRENNEPOHL, 2008). A política ambiental da União Européia objetiva redução significativa na quantidade de lixo gerado, por meio de iniciativas de prevenção de novos resíduos, de melhor utilização dos recursos, e de incentivos de mudança de padrões de consumo mais sustentáveis. Para isso utiliza uma abordagem baseada na minimização dos resíduos, reuso e reciclagem e avanços na forma de disposição final e monitoramento (COMISSÃO AMBIENTAL EUROPÉIA, 2010).

Segundo o estudo realizado por Juras (2005), em 1989, o conselho Canadense de ministros para a proteção do meio ambiente fixou a meta de reduzir a quantidade de resíduos sólidos em 50% no ano de 2000. Tomando como base o ano de 1988, a redução na quantidade de resíduos sólidos enviados para disposição final foi de 13% em 1992 e de 23% em 1994. Em 1988 aproximadamente $930 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de resíduos sólidos foram dispostos, em 1992, $810 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e em 1994, $715 \text{ kg}^{-1} \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Essa redução resultou de muitas iniciativas do governo, de empresas e das comunidades, envolveu a introdução de legislação, a criação e o apoio a programas de infra-estrutura e de educação, bem como incentivos econômicos. Em algumas províncias canadenses a compostagem é obrigatória, em outras, o recebimento de resíduos orgânicos foi banido nos locais de disposição final. Para alguns tipos de resíduos, como bebidas, baterias e pneus foram estabelecidos sistemas de retorno. Veículos velhos e eletrodomésticos não-portáteis são recolhidos por companhias privadas mediante acordos com as autoridades.

De acordo com a EPA (2009a), a Lei de Conservação e Recuperação dos Recursos (RCRA) é a pioneira no país que rege sobre a disposição de resíduos sólidos e perigosos. O congresso aprovou esta Lei em 1976, para resolver os problemas que o país vinha enfrentando com o crescente aumento no volume de resíduos municipais e industriais. Para isso, foram estabelecidos três programas, dentre eles o Programa de resíduos sólidos, que incentiva os estados a desenvolverem planos de gestão de resíduos sólidos urbanos e industriais e fixa critérios para sua disposição final. Desta forma, foram proibidos os lixões e incentivadas a redução na fonte e reciclagem. Segundo Juras (2005), em 1990, entrou em vigor a Lei de prevenção da poluição, que estabeleceu uma hierarquia de métodos preferíveis de gerenciamento para resíduos sólidos municipais e resíduos industriais.

Em geral, a organização e o planejamento do serviço de coleta pública dos resíduos sólidos urbanos são muito rudimentares nos países em desenvolvimento. Isso é reflexo da quantidade e composição desconhecidas dos resíduos coletados, assim como

a quantidade recuperada e reciclada, a seleção de lugares inadequados para disposição final e os ineficientes programas de reutilização e reciclagem. Existe a necessidade de modernizar o manejo dos resíduos sólidos nesses países por meio da implementação e/ou melhora de programas de reutilização e reciclagem. Há também a necessidade de implementar sistemas de tratamento para combater problemas ambientais, diminuir o consumo dos recursos naturais e minimizar o espaço necessário para a disposição final dos resíduos sólidos (BUENROSTRO & BOCCO, 2003).

De acordo com Hui et al. (2006) & Zhang et al. (2010), a China ainda tem um longo caminho a percorrer na gestão de resíduos sólidos no que diz respeito à reciclagem, tecnologia de tratamento e estratégia de gestão, quando comparada a países mais desenvolvidos, por exemplo, Alemanha, Suécia, Japão e Estados Unidos. Em 1995 foi aprovada a primeira lei no país que rege sobre os resíduos sólidos, a Lei de Prevenção e Controle da Poluição Ambiental de Resíduos Sólidos, que autoriza o governo a impor taxas de descarga de resíduos sólidos. A Lei também define uma série de normas para o armazenamento e eliminação dos resíduos sólidos, controle da poluição em aterros de resíduos perigosos, descarga de resíduos agropecuários e incineração de resíduos hospitalares. Em 2004 a importação de resíduos sólidos foi banida, ficando permitida apenas a importação de resíduos sólidos com possibilidade de utilização como matéria-prima (JONES, 2007).

3.3.2.2 Nacional

No Brasil, em 23 de dezembro de 2010, foi aprovado o Decreto nº 7.404, que regulamenta a Lei nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Depois de 21 anos de tramitação no Congresso Nacional, essa legislação representa uma revolução em termos ambientais no Brasil.

A política Nacional de Resíduos Sólidos apresenta como diretrizes a minimização da geração dos resíduos, a recuperação de seus materiais ou energia, o tratamento e a disposição final adequados e a educação ambiental. Apresenta também os seguintes instrumentos, que irão subsidiar as “tomadas de decisões”: a Análise e Avaliação do Ciclo de Vida do Produto, o Cadastro Técnico Federativo de Atividades e os Instrumentos de Defesa Ambiental, os Inventários de Resíduos Sólidos, a Avaliação de Impactos Ambientais e o Sistema Nacional de Informações Ambientais (SINIMA). Apresenta também conceitos inovadores, como a Logística Reversa, que determina que o fluxo dos resíduos sólidos gerados seja direcionado para a sua cadeia produtiva ou

para cadeias produtivas de outros geradores, reduzindo a poluição e o desperdício. Além disso, prevê planos de gestão integrada de resíduos sólidos, incumbência destinada aos municípios, abordando questões relacionadas à limpeza pública e o manejo dos resíduos gerados. A política também proíbe a queima de resíduos a céu aberto, ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para esta finalidade e, o lançamento nos corpos hídricos e no solo como forma de destinação final.

A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), publicada em 1981, determina a obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao órgão estadual para a construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, bem como os capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, inclusive instalações de tratamento e destinação final de resíduos sólidos. A Lei de Crimes ambientais, Lei nº 9.605, publicada em 1998, tipifica como crime as seguintes condutas:

“Art. 54. Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora:

Pena: reclusão, de um ano a quatro anos, e multa.

§ 2º Se o crime:

V - ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos:

Pena: reclusão, de um a cinco anos.”

“Art. 60. Construir, reformar, ampliar, instalar ou fazer funcionar, em qualquer parte do território nacional, estabelecimentos, obras ou serviços potencialmente poluidores, sem licença ou autorização dos órgãos competentes, ou contrariando as normas legais e regulamentares pertinentes:

Pena: reclusão, de um a quatro anos, e multa.”

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), responsável pela normalização técnica no país, institui parâmetros e diretrizes a respeito dos resíduos sólidos em diversas normas, a saber:

- NBR 10.004: Classificação de resíduos;
- NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação – procedimento.
- NBR 15849: Aterro sanitário de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.

3.3.2.3 São Paulo

A Política Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo entrou em vigor em 2006 e adota como princípios a prevenção e controle à poluição e o poluidor-pagador. Incumbe aos municípios a gestão dos resíduos sólidos e determina que o processo de licenciamento dos empreendimentos contemple informações de todo o ciclo de vida dos produtos.

A Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Defesa do Meio Ambiente (CETESB), responsável por avaliar a qualidade do meio ambiente, tem avaliado sistematicamente as condições sanitárias e ambientais dos locais de destinação final dos resíduos sólidos no Estado, desde 1997. Essa avaliação refere-se aos sistemas em operação, não incluindo os passivos ambientais referentes a antigos locais de disposição. A avaliação é feita pelo preenchimento de questionários padronizados constituídos por 3 partes, relativas às características locais, estruturais e operacionais e o resultado é expresso através do índice de qualidade dos aterros de resíduos (IQR). Em 2009, o IQR médio do Estado de São Paulo foi considerado em condições adequadas.

3.4 Qualidade das águas

A importância da qualidade da água está bem conceituada na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433), que define, dentre seus objetivos, “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (ANA, 2005).

A água doce é elemento essencial ao abastecimento do consumo humano e ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas e é de importância vital aos ecossistemas, tanto vegetal como animal (REBOUÇAS, 2002).

A expressão “qualidade da água” não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do “natural”, isto é, das características de qualidade da água onde se originam, circulam, percolam ou permanecem estocadas (BRANCO, 1991).

A determinação de padrões de qualidade da água é função da atribuição dos usos preponderantes aos quais o corpo hídrico é indicado. É necessário identificar os propósitos de utilização de um corpo hídrico, como abastecimento humano, dessedentação animal, pesca, lazer, entre outros e, então, estabelecer os critérios da qualidade da água. Assim, são determinados os atributos biológicos e químicos da água necessários para fundamentar ou atingir os usos atribuídos. A qualidade total pode atingir elevados graus de complexidade, conforme ilustra a Figura 2.



Figura 2 - Árvore da qualidade total da água. Fonte: Rebouças (2002).

Atualmente, as populações dos grandes centros urbanos, industriais e áreas de desenvolvimento agrícola, com uso intensivo de insumos químicos já se defrontam com problemas de escassez qualitativa de água para consumo. Deve-se ressaltar ainda, que se a escassez quantitativa de água constitui fator limitante ao desenvolvimento, a escassez qualitativa engendra problemas muito mais sérios à saúde pública, à economia e ao ambiente em geral (REBOUÇAS, 2002)

Por sua vez, julgava-se até cerca de uma década atrás, que a solução desses problemas era uma questão tecnológica ou financeira. Entretanto, tornam-se cada dia mais frequentes os casos em que se caracterizam não só limites científicos, tecnológicos e financeiros para se purificar uma água que teve a sua qualidade degradada pelas atividades antrópicas. A utilização de métodos muito sofisticados de tratamento pode causar problemas cada vez mais complexos e de difícil solução, os quais afetam a qualidade do ambiente, em geral, e a saúde pública, em particular (REBOUÇAS, 2002).

Em consequência, é praticamente nula a confiabilidade dos processos convencionais de tratamento de água de mananciais que recebem esgotos de centros urbanos, efluentes industriais, águas residuais da mineração ou, simplesmente, o escoamento superficial difuso de bacias hidrográficas onde se pratica uma agricultura com uso intensivo de insumos químicos, devido à quase impossibilidade de eliminação adequada de grande variedade de elementos menores ou traços, como, por exemplo, neurotóxicos, carcinogênicos, mutagênicos, teratogênicos, entre outros, que podem estar presentes nas águas de consumo (REBOUÇAS, 2002).

Portanto, águas captadas de bacias hidrográficas não protegidas não são confiáveis para abastecimento público, pelo fato de meramente atender aos poucos parâmetros de qualidade estabelecidos pelos padrões gerais de qualidade ambiental ou de potabilidade para águas de consumo humano (REBOUÇAS, 2002).

Dessa forma, os aspectos qualitativos da água tornam-se cada vez mais importantes, ou tão importantes, em muitas regiões desenvolvidas ou muito povoadas do mundo quanto os problemas tradicionais de escassez quantitativa, natural ou gerada pelo crescimento acelerado ou desordenado das demandas locais (REBOUÇAS, 2002).

No Brasil, a Resolução CONAMA 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Determina também quais os usos destinados para cada classe de águas, conforme apresenta a Tabela 11. Esta Resolução estabelece limites para cada substância em cada classe de água, seja doce, salina ou salobra. Os corpos de água devem ser enquadrados nas classes estabelecidas, de acordo com seus usos preponderantes, baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Desta forma, esta resolução estabelece limites para cada parâmetro físico, químico e biológico, devendo ser utilizado como instrumento para avaliar a qualidade

das águas em relação às classes estabelecidas no seu enquadramento. O conjunto de parâmetros que determina a qualidade da água deve ser monitorado periodicamente.

Tabela 11 – Classificação das águas doces e suas respectivas destinações, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.

Classe de água	Destinação
Classe especial	Abastecimento humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	Abastecimento humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo; e proteção das comunidades aquáticas em Terras indígenas.
Classe II	Abastecimento humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer; e aquicultura e atividade de pesca.
Classe III	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; e dessedentação de animais.
Classe IV	Navegação e harmonia paisagística.

O uso da “água doce” para consumo humano está sujeito aos condicionantes específicos de qualidade, que são definidos pelos padrões de potabilidade, estabelecidos pelo Ministério da Saúde, Portaria 518/2004.

3.4.1 Parâmetros indicadores de qualidade da água

Cor

O parâmetro cor representa a coloração da água amostrada e é influenciada pelos sólidos dissolvidos. Suas fontes naturais são a decomposição da matéria orgânica e a presença de ferro e manganês, enquanto as fontes artificiais envolvem resíduos industriais e esgotos domésticos (VON SPERLING, 1996).

Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência na passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva. Suas fontes naturais são partículas de rocha, argila e silte, algas e outros microrganismos. As origens antropogênicas são os despejos de esgotos, microrganismos e erosões (VON SPERLING, 1996).

pH

O potencial Hidrogeniônico (pH), potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons hidrogênio (em escala anti-logarítmica), indicando a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Seu valor é influenciado pelos sólidos e gases dissolvidos. A oxidação da matéria orgânica, e conseqüentemente seus subprodutos, como CO₂ e ácidos orgânicos dissolvidos, após dissociação na água, libera íons (H⁺) afetando os valores de pH, sendo que a fotossíntese também influencia este parâmetro (VON SPERLING, 1996).

Alcalinidade

A alcalinidade reflete a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medida da capacidade da água de neutralizar os ácidos, ou seja, sua capacidade tampão. Os principais constituintes da alcalinidade são os íons bicarbonatos (HCO₃⁻) carbonatos (CO₃²⁻) e os hidróxidos (OH⁻). Este parâmetro é influenciado pela quantidade de sólidos e gases dissolvidos. Os processos oxidativos tendem a consumir a alcalinidade, que, caso atinja baixos teores, pode dar condições a valores reduzidos de pH (VON SPERLING, 1996).

Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução na sua concentração. A taxa fotossintética e a dissolução do oxigênio atmosférico são as duas principais fontes de oxigênio dissolvido nas águas (VON SPERLING, 1996).

Demanda bioquímica do oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) expressa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia. Grandes quantidades de matéria orgânica consomem grandes quantidades de oxigênio. Quanto maior a DBO, maior será o grau de poluição dos cursos d'água (VON SPERLING, 1996).

Demanda química de oxigênio

A demanda química de oxigênio (DQO) expressa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica quimicamente, em meio ácido, sendo esta biodegradável ou não. Grandes quantidades de matéria orgânica utilizam grandes

quantidades de oxigênio. Assim como a DBO, quanto maior a DQO, maior será o grau de poluição dos cursos d'água (VON SPERLIG, 1996).

Cloretos

Os cloretos (Cl^-) são originados da dissolução de sais, por exemplo, cloreto de sódio. Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Além disso, despejos domésticos, industriais e águas utilizadas em irrigação podem aumentar dos valores naturais desses íons (VON SPERLING, 1996).

Sólidos totais dissolvidos

Os sólidos totais dissolvidos referem-se à medida de todos os constituintes dissolvidos na água e reflete a concentração de sais inorgânicos dissolvidos e matéria orgânica dissolvida. Os principais ânions inorgânicos dissolvidos são carbonatos, cloretos, sulfatos e nitratos. Os principais cátions inorgânicos incluem sódio, potássio, cálcio e magnésio. Os sólidos totais dissolvidos são indicadores da presença de uma ampla gama de contaminantes químicos na água (APHA, 2005).

Condutividade

A condutividade expressa a habilidade da solução em transportar eletricidade. Esse parâmetro é dependente da concentração e tipo de íons na água (estado de oxidação e mobilidade), assim como da temperatura (APHA, 2005). Desta forma, quanto maior a condutividade, maior a poluição.

Nitrogênio total

O nitrogênio total pelo método Kjeldahl (NTK) refere-se à soma das formas de nitrogênio orgânico e amoniacal e se apresenta nos ambientes aquáticos nas formas de amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), nitrogênio orgânico dissolvido (aminas, aminoácidos, etc.) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (APHA, 2005).

Nitrato

A maioria dos materiais nitrogenados em águas naturais tende a ser convertido em nitrato, que é o produto final da oxidação. Assim, os nitrogênios orgânico e amoniacal devem ser considerados fontes potenciais de nitrato. Os nitratos podem apresentar-se na forma de nitrato de potássio e nitrato de amônio, e são adicionados ao

meio natural principalmente pelos fertilizantes (APHA, 2005) e podem ser indicativos de contaminação menos recente que o nitrogênio amoniacal (VON SPERLING, 1996).

Nitrito

O nitrito é um produto intermediário da redução do nitrato ou oxidação da amônia. Também pode ser excretado pelo fitoplâncton. Ao contrário do nitrato, o nitrito está presente nos ambientes em concentrações muito pequenas, geralmente inferiores a $0,01 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_2$. Altas taxas fotossintéticas e esgotos domésticos podem alterar sua concentração (APHA, 2005).

Fósforo total

O fósforo ocorre em águas naturais quase exclusivamente como fosfatos. São classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- e outros polifosfatos) e fosfatos orgânicos. Podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos, ou nos constituintes orgânicos. Existem diferentes fontes de fosfato nos ambientes. São usados na agricultura como fertilizantes e na indústria de produtos de limpeza (são a base constituinte de alguns detergentes). Fosfatos orgânicos são formados principalmente em processos biológicos. O fósforo é essencial para o crescimento dos organismos e pode ser o nutriente que limita a produtividade primária de um corpo de água. Nos casos em que é um nutriente limitante para o crescimento, a descarga de esgoto bruto ou tratado, drenagem agrícola, industrial ou de certos resíduos podem estimular o crescimento de microrganismos fotossintéticos aquáticos e macrorganismos em quantidades incômodo, causado a eutrofização (APHA, 2005).

Alumínio

O alumínio é um metal não essencial às plantas e organismos. Ocorre na terra em combinação com o silício e oxigênio para formar feldspato, mica e argila. O alumínio e suas ligas são usados em trocadores de calor, peças de aeronaves, materiais de construção, recipientes, etc. Sulfato de potássio alumínio é utilizado no tratamento de água, na floculação de partículas suspensas, e pode deixar resíduos de alumínio na água. Concentrações acima de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ podem ser consideradas tóxicas aos ambientes (APHA, 2005).

Cádmio

O cádmio é um metal não essencial às plantas e organismos e ocorre em sulfetos que também contêm zinco, chumbo ou cobre. O metal é usado em galvanoplastia,

baterias, pigmentos de tintas e em ligas com vários outros metais. É extremamente tóxico e acumulativo no fígado e rins, exposições prolongadas em baixas concentrações pode levar a disfunção dos rins (APHA, 2005).

Chumbo

O chumbo é um metal não essencial às plantas e organismos e obtido principalmente através do sulfeto de chumbo (galena). É utilizado em baterias, munições, solda, tubulações, pigmentos, inseticidas e ligas. O chumbo é acumulativo e pode ser tóxico se ingerido (APHA, 2005).

Cromo

O cromo é um metal não essencial às plantas, porém, é considerado um elemento traço para os animais. É encontrado principalmente como cromo-ferro e utilizado em galvanoplastia, ligas e pigmentos. Compostos cromados geralmente são adicionados à águas de resfriamento para controle da corrosão (APHA, 2005).

Ferro

O ferro ocorre nos minerais hematita, magnetita e pirita e é amplamente usado no aço e outras ligas. Elevadas concentrações de ferro na água podem causar manchas no encanamento, roupas, e utensílios de cozinha, além de transmitir gosto desagradável e cores aos alimentos (APHA, 2005).

Mercúrio

O mercúrio é um metal não essencial às plantas e animais e pode ocorrer livre no ambiente, mas sua forma principal é como cinabarita (HgS). É utilizado em amálgamas, revestimentos de espelhos, lâmpadas de vapor, tintas, aparelhos de medição (termômetros, barômetros, manômetros), produtos farmacêuticos, pesticidas e fungicidas. Na presença de sulfetos pode formar o metil mercúrio, que é tóxico e pode se concentrar na cadeia alimentar (APHA, 2005).

Níquel

O níquel pode ser considerado um elemento essencial às plantas e animais e é obtido principalmente da garnierita. É utilizado em ligas, ímãs, revestimentos de protetores, catalisadores e baterias (APHA, 2005).

Zinco

O zinco é um elemento essencial às plantas e animais, porém, em elevadas concentrações pode ser tóxico para alguns animais aquáticos. É utilizado em ligas, como latão e bronze, baterias, fungicidas e pigmentos (APHA, 2005).

Coliformes totais

Os coliformes totais consistem em vários grupos de bactérias pertencentes à família Enterobacteriaceae. Podem habitar o intestino dos animais de sangue quente ou ocorrem naturalmente no solo, vegetação e água. São definidos com bastonetes Gram-negativos que formam esporos e fermentam a lactose formando gás e ácido. Estão associados à decomposição da matéria orgânica (APHA, 2005).

Coliformes fecais

Os coliformes fecais são bactérias também pertencentes à família Enterobacteriaceae e que suportam temperaturas de aproximadamente 40°C. Estão presentes em grande quantidade no intestino dos animais de sangue quente. Apesar de não serem patogênicos, indicam a presença de contaminação recente com matéria orgânica advinda de animais, que pode conter organismos patogênicos (APHA, 2005).

Cianobactérias

As cianobactérias são microrganismos fotossintetizantes com estrutura de bactérias. São encontradas em todo o mundo, porém, os ecossistemas de água doce são os ambientes mais apropriados, pois apresentam melhor desenvolvimento em águas neutroalcalinas, com pH entre 6,0 e 9,0, temperaturas entre 15°C e 30°C, com alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (CALIJURI et al., 2006).

As cianobactérias são capazes de realizar fotossíntese em ambientes pouco adequados às células eucarióticas devido à presença de ficocianina e ficoeritrina como seus pigmentos fotossintéticos. As células das cianobactérias são procariotas e exibem parede celular, membrana plasmática, cápsula ou bainha mucilaginosa, nucleóide, ribossomos, inclusões de fosfato, proteínas e lipídios, citoplasma e lamelas fotossintéticas. Algumas podem apresentar vacúolos gasosos associados à capacidade de controlar a flutuação da célula, o que permite que se mantenham em profundidade ótima em nutrientes, concentração de oxigênio e disponibilidade de luz (CALIJURI et al., 2006).

3.4.2 *Índice de qualidade da água (IQA)*

Os índices de qualidade de água foram propostos visando reunir as variáveis analisadas em um número, de forma que possibilite analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço. Este índice serve para facilitar a interpretação de extensas listas de indicadores ou variáveis (ANA, 2005).

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi elaborado em 1970 pela National Sanitation Foundation (NSF), dos Estados Unidos, a partir de uma pesquisa de opinião realizada com especialistas em qualidade de águas. Nessa pesquisa, cada especialista indicou os parâmetros a serem avaliados, seu peso relativo e a condição em que se apresentam cada parâmetro (ANA, 2005).

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo utiliza, desde 1975, uma versão do IQA adaptada da versão original do National Sanitation Foundation.

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que esse índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (ANA, 2005).

O IQA é composto por nove parâmetros, com seus respectivos pesos (w), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela 12).

Tabela 12 – Parâmetros do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e seus respectivos pesos. Fonte: ANA (2005).

Parâmetros	Pesos (w)
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Fecais	0,15
Potencial Hidrogeniônico	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo Total	0,08

Além de seu peso, cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade (Figura 3) em função de sua concentração ou medida.

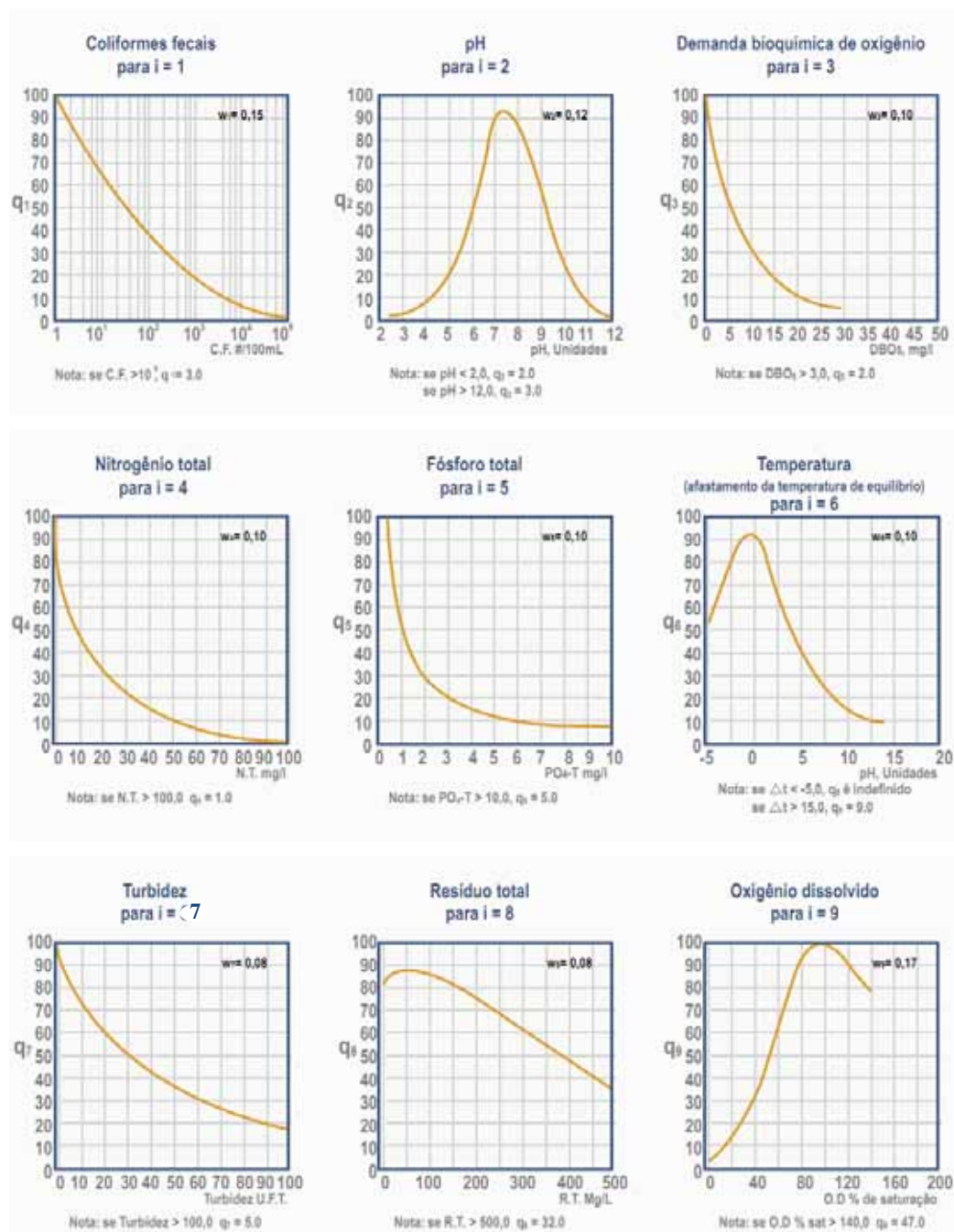


Figura 3 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA. Fonte: ANA (2005).

O cálculo do IQA é feito por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros de qualidade, conforme a seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

IQA = Índice de Qualidade da Água. Um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1.

A somatória dos pesos relativos dos parâmetros que interferem no cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) é realizada conforme a equação a seguir (ANA, 2005):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Onde:

n = é o número de parâmetros envolvidos no cálculo do IQA.

Os valores do IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros (Tabela 13).

A avaliação da qualidade da água obtida pelo IQA apresenta limitações, considerando que este índice não analisa vários parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (por exemplo, metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água. Sendo assim, a avaliação da qualidade da água, obtida pelo IQA, apresenta limitações, entre elas a de considerar apenas sua utilização para o abastecimento público, de que também exige atender aos padrões de

potabilidade. Além disso, mesmo se considerando apenas o uso para abastecimento público, o IQA não analisa outros parâmetros importantes para esse uso, tais como os compostos orgânicos com potencial mutagênico, as substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, o potencial de formação de trihalometanos e a presença de parasitas patogênicos (ANA, 2005).

Tabela 13 – Classificação dos valores do IQA nos Estados Brasileiros. Fonte: ANA (2005).

Valor do IQA		Qualidade da Água	Cor
AP, MG, MT, PR, RS	BA, GO, ES, MS, SP		
91 - 100	80 - 100	Ótima	
71 - 90	52 - 79	Boa	
51 - 70	37 - 51	Aceitável	
26 - 50	20 - 36	Ruim	
0 - 25	0 - 19	Péssima	

3.5 Impactos de aterros sanitários na qualidade das águas superficiais

Diversos são os estudos que avaliam a contaminação das águas superficiais por aterros sanitários, sendo em sua maioria, relacionadas à contaminação causada pelo chorume em mananciais superficiais e subterrâneos. Para minimização deste impacto é necessária a coleta e remoção dos líquidos percolados, contemplando também seu tratamento, não sendo admissível sua descarga em corpos de águas superficiais.

Torres et al. (1997), advertem que os mananciais de água, que recebem chorume apresentam modificação de coloração, diminuição do teor de oxigênio dissolvido e presença de agentes patogênicos, levando a impactos no meio aquático com quebra do ciclo vital das espécies.

Um estudo realizado na Índia por Zafar & Alappat (2004), avaliou os efeitos dos líquidos percolados provenientes de dois aterros sanitários na qualidade da água do Rio Yamuna. Esses aterros localizam-se extremamente próximos a este rio, de 0,5 a 6 Km. Na estação seca, os baixos valores de oxigênio dissolvido, os altos valores de demanda química de oxigênio (DQO) e a presença de óleos e graxas sugerem que o rio também esteja contaminado por efluentes industriais. Na estação chuvosa, os valores de condutividade elétrica, de sólidos totais dissolvidos, de DQO, de ferro e de nitrato aumentaram exatamente nos pontos à jusante do deságüe do escoamento superficial

advindo dos aterros sanitários. De acordo com estes autores, a qualidade da água no rio é influenciada pela presença dos aterros, porém, são necessários estudos mais profundos para uma avaliação da real contribuição desses aterros, considerando que na mesma região encontram-se outros dez aterros sanitários.

Yang et al. (2008) avaliaram as emissões de chorume de 5 aterros sanitários para resíduos domésticos na China e, também, através de técnicas de sensoriamento remoto, avaliaram suas localidades com relação à legislação vigente. A análise dos lixiviados mostrou que as concentrações dos diversos parâmetros excederam os limites aceitáveis e, portanto, são potencialmente perigosos para a saúde humana e ambiental. A análise espacial da localização dos aterros sanitários, considerando a distância dos corpos de água, a fragilidade da infra-estrutura e as condições ambientais especificadas na legislação vigente, resultou na rejeição de quatro dos cinco aterros estudados. Desta forma, o estudo destaca a importância da rigorosa avaliação na escolha da localização do aterro, que devem contemplar os critérios de saúde e ambientais especificados em normas e leis vigentes.

Mangimbulude et al. (2009) realizaram um estudo no aterro sanitário Jatibarang, na Indonésia, com o objetivo de avaliar os impactos causados pelo lançamento do chorume no rio e determinar a ocorrência da atenuação natural. Foram observadas diferenças no oxigênio dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, nitrogênio amoniacal, cloretos, cálcio, ferro e sulfatos entre a montante e o lançamento do lixiviado do aterro. Porém, não foram observadas diferenças significativas entre a montante e jusante deste lançamento. O estudo mostrou que a diluição foi o principal processo de atenuação natural, mas apesar deste processo diminuir a concentração dos poluentes, não é um bom atenuador no corpo receptor final, já que não diminui sua carga absoluta de poluentes. O estudo concluiu que os sistemas de manejo e tratamento do lixiviado devem ser melhorados, com a finalidade de diminuir sua quantidade e carga poluidora.

No Brasil, Santos (2008) realizou um estudo no aterro sanitário de Cuiabá, Mato Grosso, com o objetivo de avaliar a água superficial na área de influência do aterro sanitário. As águas superficiais foram analisadas pelo Índice de Qualidade das Águas (IQA). Os pontos a jusante do lançamento do efluente tratado no corpo receptor e na represa próximo a 2ª célula do aterro revelaram que a qualidade da água é ruim, com elevada concentração de cor, turbidez, DBO, coliformes, fosfato, nitrato e ferro. O estudo sugere que essa contaminação seja proveniente do aterro sanitário, devido à

pouca eficiência do sistema de tratamento e pela deficiência dos coletores de águas pluviais.

Outro estudo realizado por Santos et al. (2006) no rio Tarumã, na Amazônia, determinou as consequências dos impactos provenientes de um aterro de resíduos e, secundariamente, por esgotos domésticos, através das características físicas e químicas e quantificação dos metais potencialmente tóxicos presentes nas águas em três períodos pluviométricos. O aterro sanitário e os esgotos domésticos afetam, consideravelmente a composição das águas da bacia do Tarumã, modificando todas as suas características quando comparadas com águas naturais da região. Houve aumento de pH, condutividade, dureza e alcalinidade, cloretos, fosfatos, nitrogênio amoniacal, potássio, sódio, cálcio, ferro, níquel, chumbo, zinco e manganês nas águas próximas ao aterro e a um bairro residencial. Contudo, somente nitrogênio amoniacal, níquel, chumbo, cobre e zinco apresentaram concentrações elevadas para os padrões de águas de uso doméstico. Os resultados indicam que a qualidade tende a ser um pouco melhor no início das chuvas no igarapé da Bolívia, mas não há diferenças marcantes à sua montante. Essas variações indicam que o período de amostragem afeta as características da água, mas não de forma homogênea e que apesar da tendência de diluição ser maior no final do período chuvoso, não há significativa melhora na qualidade da água nesse período.

3.6 Estudos relacionados ao aterro de Bauru

Segundo Mondelli (2008), o aterro sanitário de Bauru foi implantado em um pequeno vale, onde se situavam nascentes já assoreadas de um pequeno contribuinte do córrego Gabiroba. Além disso, os estudos da autora determinaram, com clareza, a direção do fluxo subterrâneo de água (Figura 4).

Outros trabalhos têm contribuído para o entendimento dos aspectos ambientais do aterro sanitário, com foco para o subsolo e águas subterrâneas. Poucos levantamentos destacam as águas superficiais no entorno do aterro, principalmente quanto a sua importância nas alterações da qualidade, no contexto de bacia hidrográfica. Neste caso, podem ser citadas iniciativas de Cintra et al. (2003), que realizaram amostragens de águas superficiais localizadas à montante e à jusante do aterro sanitário de Bauru. Nessas investigações de Cintra et al. (2003), foram avaliados os parâmetros DQO, condutividade elétrica e cloretos nas águas subterrâneas e superficiais próximas ao aterro sanitário, em locais indicados na Figura 5.

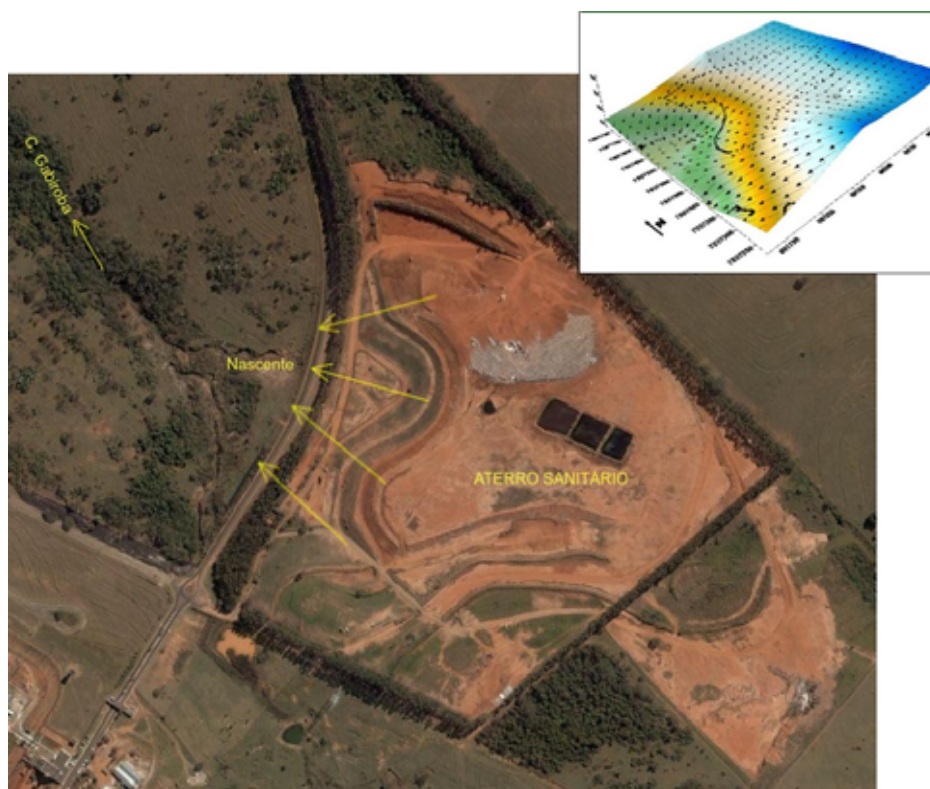


Figura 4 – Vista do aterro sanitário de Bauru, com indicação do fluxo preferencial de águas subterrâneas e afloramento (nascente) à jusante. (Baseada em Mondelli, 2008).

Os maiores valores para a DQO foram obtidos no ponto A1, acima daqueles verificados no ponto P3, mais próximo ao aterro. Segundo a hidrogeologia local, a influência do aterro sobre os pontos N1 (nascentes), A1 (açude 1) e A2 (açude 2) é inexistente ou improvável, contudo, tais açudes servem para a dessedentação do gado que pasta em suas adjacências e no entorno da área do aterro, o que justifica os valores encontrados. Por outro lado, no ponto P3 verificam-se valores de DQO bem mais elevados que aqueles observados em pontos à jusante, mostrando a influência da atenuação natural do solo sobre o chorume, que apresenta, na caixa coletora, valores anuais entre 3.500 e 9.000 mg L⁻¹. O córrego formado pelas águas advindas das erosões E1, E2 e nascente N1 são contribuintes do córrego Gabiroba, que apresentou, à montante da área do aterro, valor médio de DQO acima de 50 mg L⁻¹, bem mais elevado que aquele observado em seu afluente (advindo do aterro). Tais resultados indicam a existência de contribuição significativa de carga orgânica à montante, originada de outras atividades desenvolvidas no ambiente rural e na penitenciária, cujo esgoto tratado é lançado no córrego Gabiroba.

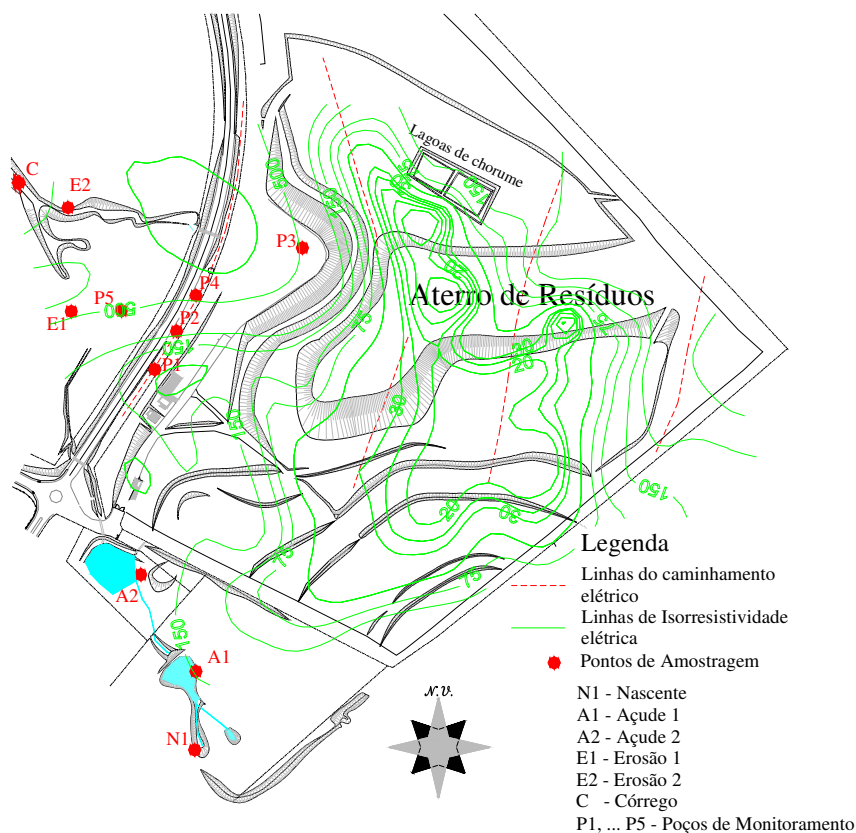


Figura 5 – Pontos de amostragem de águas subterrâneas e superficiais no entorno do aterro sanitário de Bauru. Fonte: Cintra et al. (2003).

Lopes et al. (2007) monitoraram as águas superficiais existentes à jusante do aterro sanitário de Bauru e junto às erosões, entre 2004 e 2005. Além do aterro, essas águas recebem contribuição de poluentes das águas superficiais de outras fontes, e os autores identificaram valores acima de $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ para condutividade elétrica, de 1000 mg L^{-1} para DBO_5 , DQO e sólidos totais dissolvidos e metais pesados acima dos padrões para água de classe 2 conforme a Resolução CONAMA 357, principalmente para as épocas chuvosas. Interessante notar que metais como manganês, cobre e alumínio foram detectados, tanto para as águas subterrâneas quanto superficiais, nas mesmas épocas. Esses dados confirmam a influência da drenagem das águas superficiais provenientes do aterro e das lagoas de chorume no sentido oeste, provocando a contaminação desses mananciais, tendo como principal alvo o Córrego Gabiroba e, segundo os autores, a situação crítica ocorre nos períodos de chuva, provavelmente devido ao carreamento de materiais poluentes.

4 MATERIAIS E MÉTODO

4.1 Área de Estudo

4.1.1 *Município de Bauru*

A cidade de Bauru possui cerca de 356.000 habitantes, que descartam cerca de 250 toneladas de lixo por dia, dos quais 3.000 Kg são levados para a central de triagem da cidade (MONDELLI, 2008).

A classificação do clima pelo sistema Köppen, inclui Bauru no clima CWA (Quente com inverno Seco), ou seja, o clima é do tipo tropical de altitude, com temperatura média do mês mais quente no verão acima de 22° C, e inverno com a temperatura média do mês mais frio abaixo de 18° C (FIGUEIREDO & SUGAHARA, 1997).

Na região, ocorrem chuvas tipicamente tropicais que se caracterizam por temporais violentos (trombas d'água) com pancadas intensas e de curta duração. Essas chuvas ocorrem, geralmente, no final da tarde ou no início da noite, devido ao forte aquecimento diurno e, são escassas nas estações de outono e inverno e concentram-se nos períodos de primavera e verão (FIGUEIREDO & SUGAHARA, 1997).

Os dados de pluviosidade mensal acumulados, fornecidos pelo Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMET), da Universidade Estadual Paulista (UNESP), são apresentados na Figura 6. Uma média mensal acumulada entre os anos de 2001 a 2009 é apresentada para servir de referência na determinação das estações seca e chuvosa. De acordo com a série histórica, a estação seca compreende os meses de junho a setembro, com média mensal de 29mm. A estação chuvosa compreende os meses de outubro a maio, com média mensal de 125mm. No ano de 2010, a estação seca foi antecipada, compreendendo os meses de maio a agosto, com média mensal de 28mm. Porém, em julho foram registradas chuvas acima da média e em agosto não foram observadas chuvas. A estação chuvosa de 2010, para esta pesquisa, compreende os meses de

setembro a abril, com média mensal de 104mm. A Figura 7 apresenta os valores médios mensais da temperatura do ar na região de Bauru.

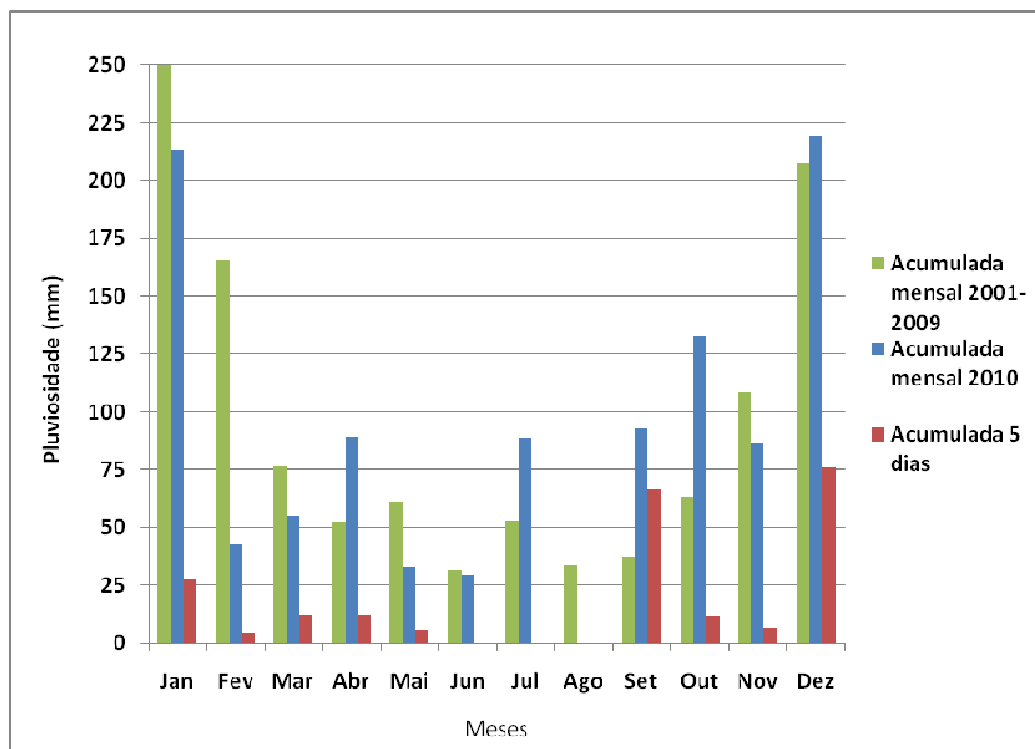


Figura 6 – Pluviosidade em Bauru: Acumulada média mensal entre os anos 2001 a 2009, Acumulada mensal em 2010 e Acumulada de cinco dias antes da coleta. Dados do IPMET, 2010.

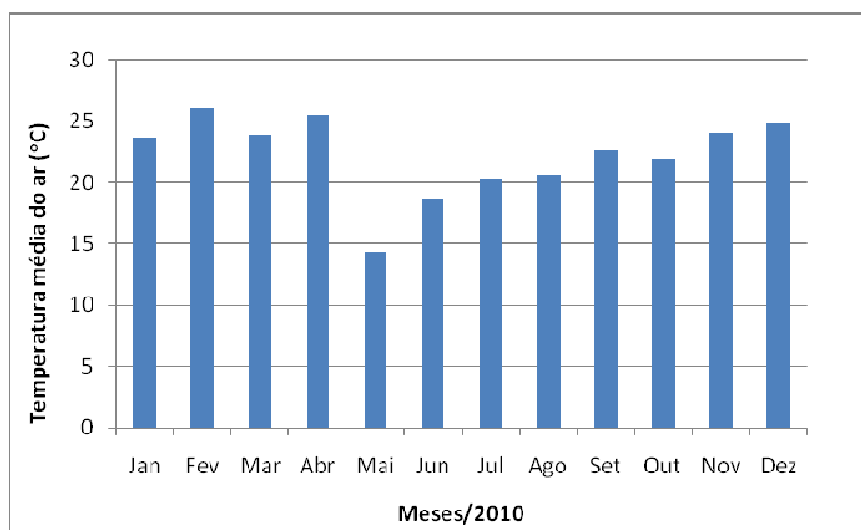


Figura 7 – Temperatura do ar média mensal. Dados do IPMET, 2010.

4.1.2 Microbacia do Córrego Gabiroba

Bauru encontra-se localizada na porção central do estado de São Paulo, inserida nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) da Bacia Tietê-Jacaré (13) e Tietê-Batalha (16) (CETESB, 2010). O aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru encontra-se na UGRHI Tietê-Batalha, sub-bacia formada pelo Ribeirão Água Parada, que é um afluente do Rio Batalha. Um dos afluentes formadores do Ribeirão Água Parada é o Córrego Gabiroba, em cuja microbacia se insere o aterro sanitário (Figura 8).



Figura 8 – Localização da Bacia Hidrográfica Tietê-Batalha, no Estado de São Paulo. Destaque para a localização do rio Batalha e seus afluentes. Fonte: adaptado do Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-batalha (2008).

O Ribeirão Água Parada é constantemente citado como futuro manancial de abastecimento do município de Bauru. Por isso, algumas iniciativas de monitoramento da qualidade de suas águas têm sido realizadas pelo Departamento de Água e Esgotos de Bauru (DAE), por meio da coleta de amostras em dois pontos, sendo um no córrego Gabiroba e, ao longo dos anos, alguns parâmetros têm indicado piora na qualidade de suas águas. Vale lembrar que a Bacia do Ribeirão Água Parada faz parte de uma Unidade de Conservação, com legislação Estadual (Lei Estadual n.º 10.773 de 1.º de março de 2001) e Municipal (Lei Municipal n.º 4.126 de 12 de setembro de 1996).

De acordo com o Decreto Estadual 10.755/77, que dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água do Estado de São Paulo, o Rio Batalha é classificado como rio de águas doces de classe 2, na classificação adotada pelo CONAMA em sua Resolução 357/05, que podem ser utilizadas para “abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho)”.

Outras fontes, potencialmente poluidoras, já afetam a qualidade das águas do córrego Gabiroba, que somadas às interferências de outras microbacias, podem inviabilizar o emprego do Água Parada para o abastecimento público. Nesse contexto, o aterro sanitário de Bauru é constantemente apontado como relevante fonte potencial de poluição das águas subterrâneas e superficiais.

4.1.3 Aterro Sanitário de Bauru

O estudo foi realizado na microbacia do córrego Gabiroba, onde se insere o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, cuja localização está indicada na Figura 9.

O aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru opera desde 1993 sob a responsabilidade da Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru (EMDURB) e, localiza-se a cerca de 15 km do centro urbano, 1,9 km à oeste do Km 353 da Rodovia Marechal Rondon, próximo às coordenadas 22°15'25" S e 49°08'15" W (Figura 9). O aterro é apresentado em vista panorâmica nas Figura 10 e Figura 11.

O aterro ocupa uma área de 268.985 m² e cerca de 15 m de altura, que diminui conforme se caminha de oeste para leste, devido às diferenças topográficas. O aterro encontra-se com sua capacidade prevista no projeto original esgotada, que considerava a deposição dos resíduos em 3 camadas com cerca de 4 m cada (FIPAI, 1992) apud (MONDELLI, 2008). Atualmente, a EMDURB utiliza a quarta camada do aterro, porém, esta ainda não foi licenciada pela CETESB. Enquanto o licenciamento é aguardado, discute-se, como medida de urgência para a disposição do lixo urbano de Bauru, a ampliação lateral do dispositivo, criando um mini-aterro ao lado. Porém, a CETESB adverte sobre a possibilidade de desmoronamento do dispositivo atual (LIGABUE, 2010).

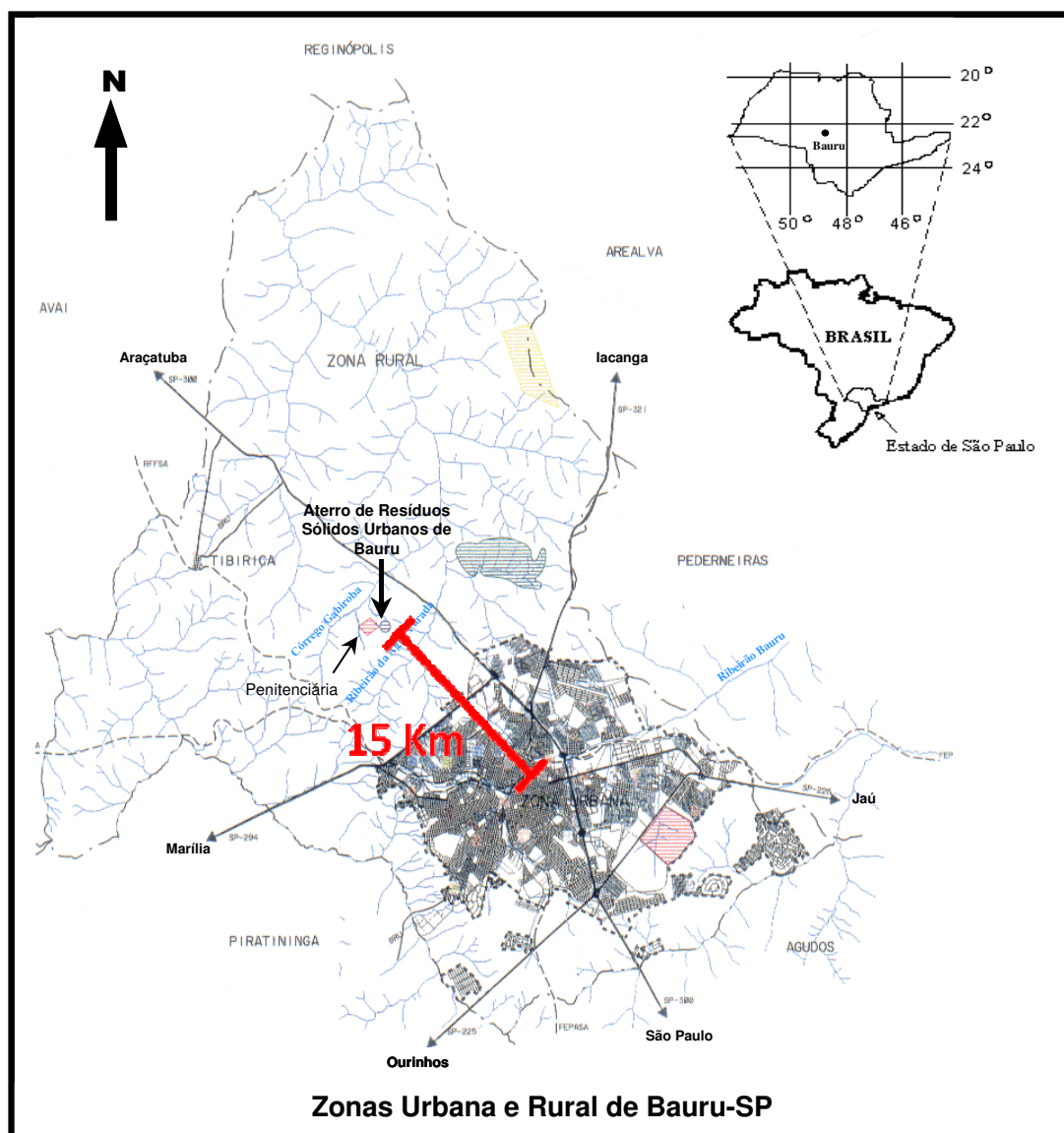


Figura 9 – Município de Bauru, principais rodovias, localização do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru e penitenciária e sua distância em relação ao centro da cidade. Fonte: Adaptado de Mondelli, 2008.

O aterro também recebeu cerca de $1.800 \text{ kg dia}^{-1}$ de resíduos de serviço de saúde, que foram depositados em valas sépticas localizadas ao redor do aterro, a sul-sudeste do mesmo. O fundo e as laterais destas valas receberam uma camada de asfalto diluído CM-30, antes da deposição dos resíduos. Em Janeiro de 2008, a EMDURB decidiu deixar de coletar e receber os resíduos hospitalares gerados pelas clínicas, laboratórios e hospitais da cidade, na tentativa de se contratar uma empresa privada para a coleta e o tratamento dos mesmos (JORNAL DA CIDADE DE BAURU, 2008) apud (MONDELLI, 2008).



Figura 10 – Vista panorâmica do aterro sanitário de Bauru. Fonte: Adaptado de Mondelli (2008).

Segundo o EIA-RIMA realizado por FIPAI (1992), apud MONDELLI (2008), a proteção da base do aterro foi feita com 4 camadas de 20 cm de solo, compactadas 3% acima do teor de umidade ótimo, com rolo pé de carneiro. Sobre esta camada, foi executada uma imprimação betuminosa com asfalto diluído CM-30, em duas demãos. Os ensaios de compactação realizados com o solo local mostraram que o coeficiente de permeabilidade poderia atingir 10^{-9} m s^{-1} nestas condições, sendo esta uma solução alternativa e de menor custo para a camada de proteção da base do aterro. Ainda segundo a FIPAI (1992), apud MONDELLI (2008), a base estaria situada a cerca de 5 m do nível d'água e foram feitas escavações até que o horizonte C do solo fosse alcançado, demonstrando assim que o nível d'água, na época de implantação do aterro, estava a cerca de 2 m da base do aterro, segundo os resultados das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT (*Standard Penetration Test*).

Um rápido balanço hídrico realizado por Hamada (2002), apud Mondelli, (2008) demonstrou que a quantidade de chorume coletado pelo sistema de drenagem é muito pequena quando comparada ao potencial de geração. Isto é um indício de que existe

infiltração de chorume pela base do aterro, podendo atingir o lençol subterrâneo. Segundo Mondelli (2008), mesmo assim, a geração de grande quantidade de chorume pelo aterro tem causado preocupação nos últimos anos, uma vez que as lagoas de recirculação de chorume, localizadas sobre o próprio aterro até 2007, apresentavam transbordamento durante as estações chuvosas, aparecendo, inclusive, chorume nos drenos verticais de gases, como mostra a Figura 12, de 2005. Em 2008 foram construídas lagoas para o armazenamento de chorume, requisitos para o licenciamento da quarta camada do aterro (MONDELLI, 2008).



Figura 11 – Vista panorâmica do aterro sanitário de Bauri, evidenciando o fluxo de águas superficiais e o córrego Gabiroba. Imagem de 2004 do Google® (2010).

De acordo com Carvalho (2010), o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauri recebeu, em novembro de 2009, duas multas da CETESB no valor de 2 mil Ufesp (cerca de R\$ 32.800,00 mil) pelo uso irregular da quarta camada e outra, no mesmo valor, pela má operação do aterro sanitário. A EMDURB já tinha sido advertida pelo órgão ambiental, devido à irregularidade de operação da quarta camada e à queima de lixo ao ar livre.

Outro problema freqüentemente encontrado no aterro, de acordo com Mondelli (2008), é a quebra dos equipamentos que compactam o lixo e aplicam a camada de solo de cobertura ao final de cada jornada de trabalho. No caso dos resíduos sólidos ficarem muito tempo descoberto, além do mau cheiro e dos vetores, o chorume será produzido ainda em superfície, podendo infiltrar nas camadas mais superficiais e ser levado pelos drenos de águas pluviais, atingindo assim as águas de superfície.



Figura 12 – Lagoa de chorume sobre os resíduos, em segundo plano, e transbordamento de chorume pelo dreno vertical de gás, em primeiro plano. Fonte: Mondelli (2008).

4.2 Metodologia

Para a realização deste trabalho, foram realizadas as etapas apresentadas na Figura 13, que são descritas abaixo.

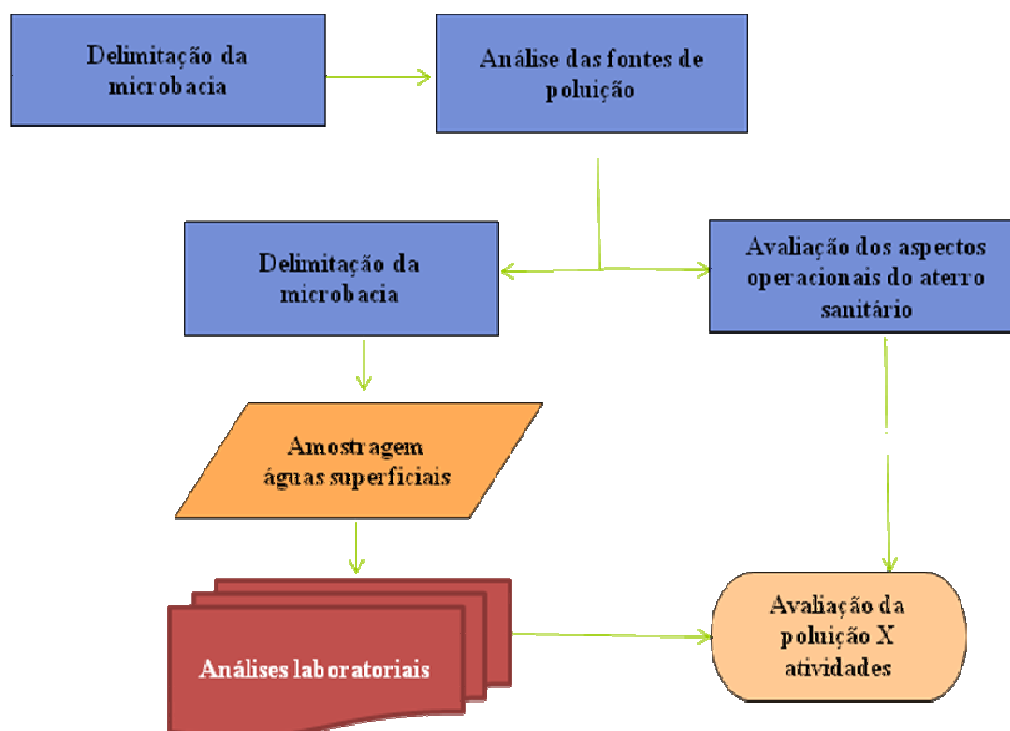


Figura 13 – Fluxograma da metodologia utilizada.

4.2.1 ***Delineamento e Mapeamento da Microbacia***

O primeiro passo no delineamento da microbacia foi a reunião das imagens de satélite disponíveis. A imagem oferecida pelo programa Google Earth®, apesar de retratar as condições do terreno em 2004, é colorida. A imagem adquirida através do banco de dados da Divisão de Geração de Imagens (DGI), do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE – retrata uma condição mais atual do terreno (imagem de dezembro de 2008), além de ser uma imagem raster (cada pixel contém informações), mas apresenta a desvantagem de ser monocromática.

Nesse intervalo de tempo, entre 2004 e 2008, ocorreram mudanças significativas na região, que modificaram o uso e ocupação do solo e, em alguns pontos, também a topografia.

Desta forma, para a identificação dos limites da microbacia mais próximos da situação atual, foram traçadas as curvas de nível do terreno a partir da imagem raster do INPE, com o auxílio do software AutoCad Civil 3D 2010®. Essas curvas foram ajustadas manualmente, de acordo com a situação observada nas visitas ao terreno, gerando o delineamento da microbacia. Seus limites foram transportados para a imagem

do Google através do georreferenciamento das imagens para melhor visualização dos componentes ambientais da microbacia.

Para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo também foi utilizada a imagem raster do INPE. As diversas formas de ocupação do terreno foram identificadas por meio do software ArcGis[®] versão 9.2 e, classificadas de acordo com visitas locais. Para esse estudo, foram definidas 9 classes de uso do solo, a saber:

- (1) Mata ciliar/APP: corresponde à vegetação de mata ciliar, compreendida em área de preservação permanente;
- (2) Mata fragmento: fragmentos de mata em bom estado de conservação;
- (3) Capoeira: vegetação secundária composta por gramíneas e arbustos esparsos;
- (4) Grama/Pasto: vegetação de pasto em boas condições de conservação;
- (5) Pasto degradado: vegetação de pasto degradado e/ou pisoteado pelo gado;
- (6) Silvicultura: plantação de eucalipto;
- (7) Solo Exposto: solo não coberto por algum tipo de vegetação, retirada de terras;
- (8) Construção: prédios da penitenciária e estação de tratamento de esgoto;
- (9) Área do aterro: compreende toda a área destinada ao aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, inclusive seu margeio constituído de eucaliptos.

4.2.2 Monitoramento das Águas Superficiais

4.2.2.1 Amostragem

Foram realizadas coletas de águas superficiais, com o objetivo de avaliar a dinâmica de sua qualidade. As coletas foram realizadas mensalmente totalizando um período de doze meses, entre janeiro e dezembro de 2010. O monitoramento foi realizado em seis pontos estratégicos da microbacia, selecionados a partir das potenciais fontes de poluição (Figura 14). A Tabela 14 apresenta uma breve descrição dos pontos de coleta e suas respectivas distâncias em relação ao exutório da microbacia.

O ponto PA1, que recebe o efluente advindo do aterro de resíduos sólidos de Bauru, localiza-se à jusante de uma erosão na pista de acesso ao aterro (Figura 15). Por isso, no mês de janeiro de 2010 não foi possível coletar amostra de água superficial.

Vale salientar que a erosão continua em expansão, porém, medidas para sua contenção foram tomadas, diminuindo a consequência das chuvas.

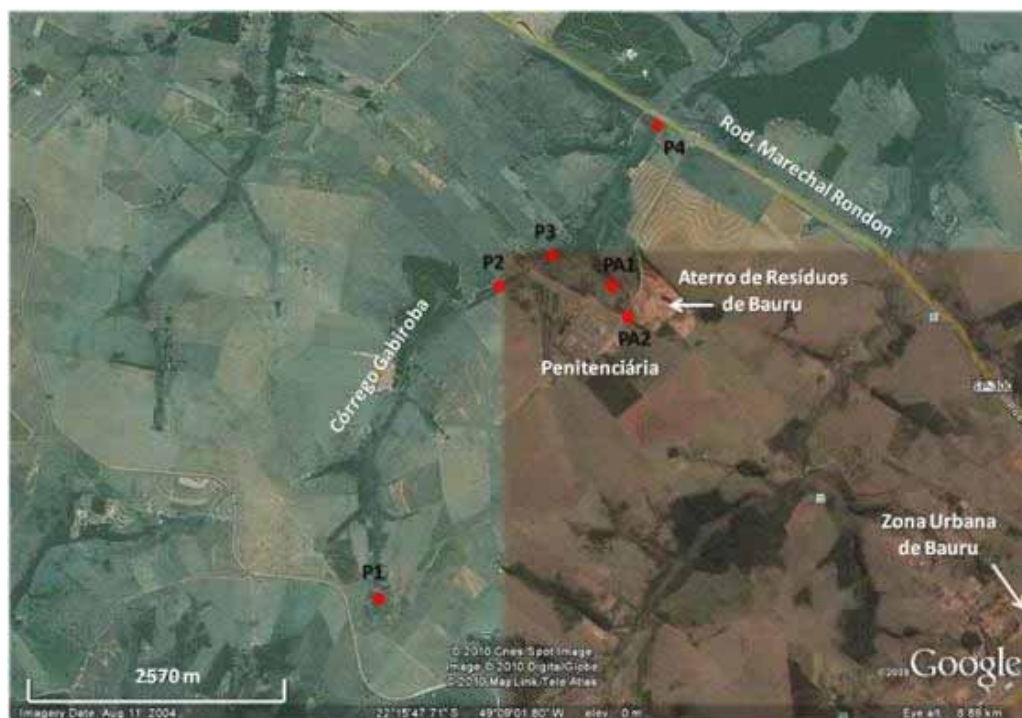


Figura 14 – Localização dos pontos de amostragem de águas superficiais, na microbacia do córrego Gabiroba.

Tabela 14 – Descrição dos pontos de amostragem de águas superficiais e suas respectivas distâncias em relação ao exutório da microbacia.

Ponto	Distância do exutório (km)	Descrição
P1	5,7	Nascente do córrego, presença de uma represa ao redor de uma plantação de eucalipto
P2	2,0	Influência da plantação de eucalipto e gado; montante do lançamento do efluente advindo de uma ETE da penitenciária
P3	1,8	Influência de gado; jusante do efluente advindo da ETE da penitenciária
P4	0	Descarga da microbacia
PA1	1,7	Córrego afluente do Gabiroba; jusante do aterro de resíduos; jusante de uma erosão
PA2	2,1	Córrego afluente do Gabiroba; efluente proveniente de empreendimentos sob administração da Penitenciária



Figura 15 – Erosão à jusante do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, destaque para a localização do aterro e o ponto de coleta de águas superficiais PA1.

Foram coletadas amostras simples, entre os primeiros 10 e 30 cm da coluna d'água, em frascos de polietileno (devidamente limpos) com capacidade de 1 litro, como mostra a Figura 16. Somente para os pontos PA1 e PA2 a coleta foi realizada nos primeiros 10 cm da coluna d'água, devido à baixa vazão do córrego. Os parâmetros temperatura da água e oxigênio dissolvido foram determinados em campo (Figura 17). Para as análises dos teores de metais foram realizados os mesmos procedimentos, porém em frascos separados.

Para a amostragem de fitoplâncton (cianobactéria) foi utilizada rede de arrasto de 2 μm , coletando a água do rio com a ajuda de um balde e passando-a na rede (Figura 18). Os materiais filtrados foram armazenados em frascos de vidro e conservados com formol 38%.



Figura 16 – Coleta de água superficial no ponto P1, nascente do córrego Gabiroba.



Figura 17 – Determinação de parâmetros “in situ” no ponto P4, exutório da microbacia do córrego Gabiroba.



Figura 18 – Coleta de fitoplânctons no ponto P4, exutório da microbacia do córrego Gabiroba.

4.2.2.2 Análises Laboratoriais

As variáveis físicas e químicas foram analisadas no laboratório de saneamento da Faculdade de Engenharia de Bauru – FEB, conveniada ao Departamento de Água e Esgoto de Bauru – DAE Bauru. A Tabela 15 apresenta as análises realizadas e os respectivos métodos e equipamentos utilizados. Toda a metodologia utilizada é baseada em APHA (2005).

O parâmetro cor verdadeira foi analisado somente a partir do mês de março. Os parâmetros coliformes totais e fecais foram analisados no mês de janeiro somente nos pontos P1, P4 e PA2, estendendo-se a todos os pontos nos outros meses. O parâmetro DQO não foi analisado no mês de janeiro.

As análises de fitoplâncton foram realizadas no laboratório de biologia com o auxílio da Professora Doutora Jandira Talamone, do Departamento de Biologia da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Bauru. Primeiramente, foi necessário analisar qualitativamente as amostras de água superficiais do córrego Gabiroba, identificando as diversas espécies de fitoplânctons. Após, as espécies de

cianobactérias foram analisadas quantitativamente. A amostragem foi realizada nos pontos P2 e P4, representando a montante e a jusante do córrego Gabiroba em relação ao aterro. Essa amostragem não foi realizada no ponto P1, nascente do córrego Gabiroba, devido às características intrínsecas deste ponto, que constitui numa pequena represa.

Tabela 15 – Análises realizadas e seus respectivos métodos e equipamentos.

Parâmetro	Método	Equipamento Utilizado
Condutividade	Potenciométrico	Condutivímetro THERMO – Modelo 3 STAR
pH	Potenciométrico	pHmetro ORION - Modelo 310
Alcalinidade	Titulométrico	pHmetro ORION - Modelo 310
Oxigênio Dissolvido “in situ”	Potenciométrico	Oxímetro YSI – Modelo 95 (sonda)
Temperatura da água “in situ”	Potenciométrico	Oxímetro YSI – Modelo 95 (sonda)
D.B.O.	Barométrico	Aparelho de DBO HACH – Modelo DBO Track
D.Q.O.	Colorimétrico	Digestão: Reator HACH – Modelo COD; Leitura: Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Sólidos Totais Dissolvidos	Potenciométrico	Condutivímetro THERMO – Modelo 3 STAR
Turbidez	Turbidimétrico	Turbidímetro HACH – Modelo 2100 AN
Cloretos	Titulométrico	-
Cor	Colorimétrico	Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Nitrogênio Total Kjeldahl	Colorimétrico	Digestão: Reator HACH – modelo Digesdahl; Leitura: Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Nitrogênio Amoniacal	Colorimétrico	Condutivímetro THERMO – ORION Modelo 720
Nitrato	Colorimétrico	Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Nitrito	Colorimétrico	Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Fosfato	Colorimétrico	Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Fósforo Total	Colorimétrico	Digestão: Reator HACH – modelo Digesdahl; Leitura: Espectrofotômetro HACH - Modelo DR 2500
Coliformes Totais	Substrato Enzimático	-
Coliformes Fecais	Substrato Enzimático	-
Fitoplâncton (cianobactéria)	Contagem pela célula de Sedgwick-Rafter	Microscópio binocular; Célula de Sedgwick-Rafter

Para as análises dos teores de metais, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análises Químicas, Microbiológicas e Controle Industrial (LACI) situada em Lins (SP), nos meses de janeiro e março. Os procedimentos adotados são baseados no American Public Health Association (APHA, 2005). A partir de maio as amostras foram encaminhadas à BIOAGRI Ambiental, situada em Piracicaba (SP) e, as

referências metodológicas são Metais (ICP-MS): POP PA 038 / SMWW 3125 B, da USEPA 6020.

Os valores encontrados para cada parâmetro analisado nesse estudo foram comparados aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357, para corpos de água classe 2. Esta comparação deve ser utilizada para avaliar a qualidade das águas em relação aos seus usos preponderantes.

4.2.2.3 Índice de Qualidade da Água

Para o cálculo do IQA foi utilizada a metodologia da CETESB descrita pela ANA (2005), no item 2.4.2, com a ajuda da professora Isabel Trannin, do departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Guaratinguetá.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Delineamento da Microbacia

Os limites da microbacia do córrego Gabiroba são apresentados nas Figura 19 e Figura 20. A área drenada nesse limite é de aproximadamente 16,50 Km². Os limites são apresentados em ambas as imagens utilizadas nesse etapa, sendo a imagem do INPE (monocromática) mais atual, retratando uma condição mais próxima daquela observada em visitas ao local.



Figura 19 – Limites da microbacia do córrego Gabiroba. Imagem de 2004, adaptada do Google Earth® (2010).

Analisando o terreno ao longo do tempo foram observadas algumas mudanças no relevo que, conseqüentemente, alteraram os limites de drenagem da microbacia. A

mudança mais significativa, em termos sanitários, localiza-se atrás do aterro sanitário. Nesta região, a EMDURB está retirando solo para a cobertura da massa de resíduos aterrada. Essa retirada também pode ser responsável pela contaminação dos poços de monitoramento à montante da massa de resíduos, conforme sugeriu Mondelli (2008).



Figura 20 – Limites da microbacia do córrego Gabiroba. Imagem de 2008, adaptada do INPE.

5.2 Uso e Ocupação do Solo

A análise do uso e ocupação do solo permitiu identificar nove classes, apresentadas na Figura 21. A Tabela 16 mostra a área ocupada por cada classe de uso, assim como sua porcentagem em relação à área total da microbacia.

Na margem direita da microbacia do córrego Gabiroba predomina a silvicultura de eucalipto da empresa Duratex®. O cultivo teve início em 2005, não sendo possível identificá-la na imagem multicromática do Google®, que é de 2004. Essa é uma das principais atividades desenvolvidas na área de drenagem, contribuindo com o aporte de nutrientes e agrotóxicos nas águas superficiais do córrego Gabiroba.

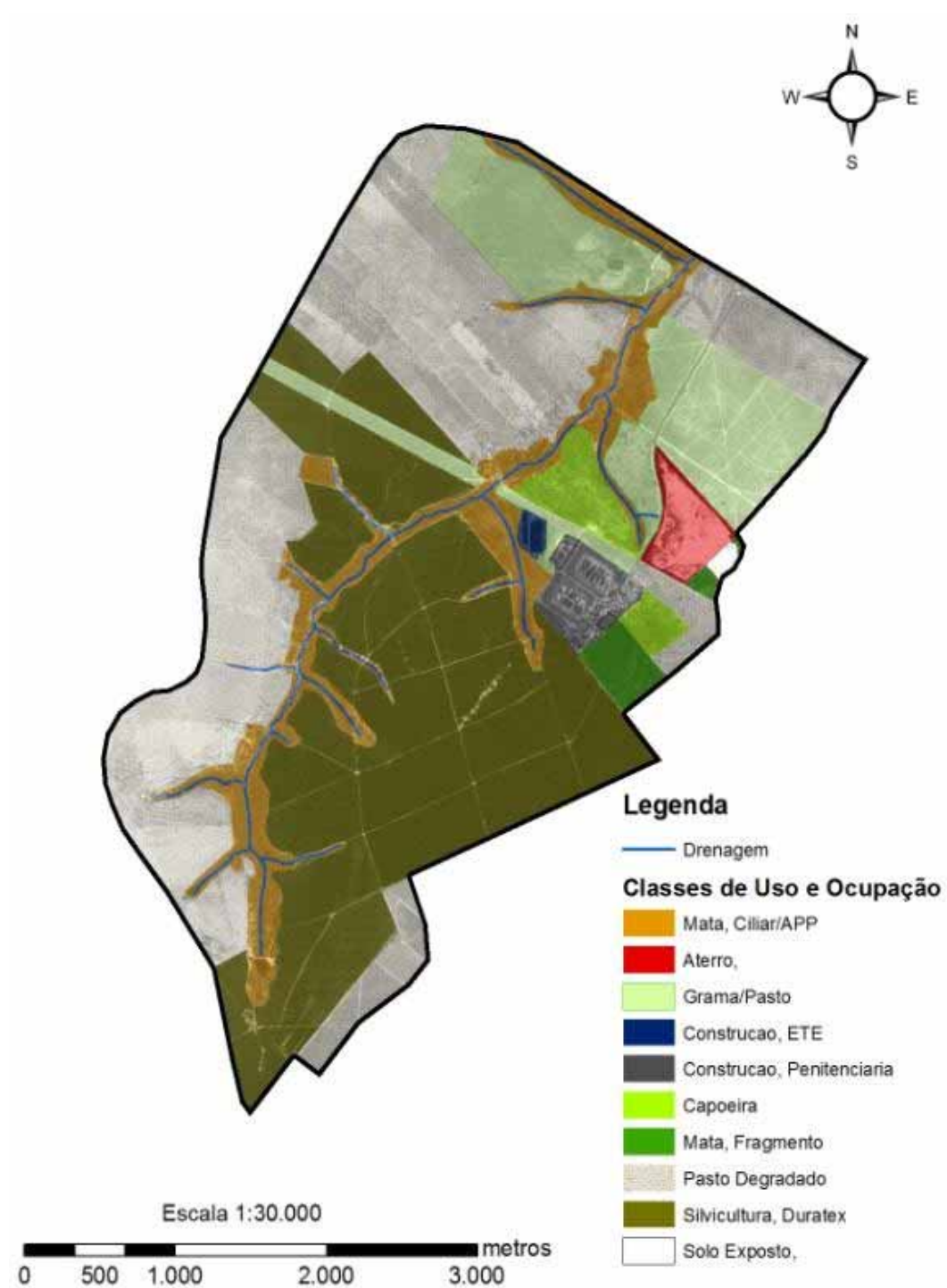


Figura 21 – Mapa de uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Gabiroba com transparência sobre a imagem raster de 2008 (INPE).

Tabela 16 – Classes de uso e ocupação do solo na microbacia do Córrego Gabiroba, com suas respectivas áreas e porcentagem em relação à área total. Adaptada da imagem do Inpe, de 2008, utilizando o Software ArcGis 9.2.

Uso do Solo	Área (Km²)	Porcentagem (%)
Mata Ciliar	2,05	12,43
Construção	0,36	2,16
Silvicultura	5,42	32,78
Gramma; Pasto	2,24	13,57
Mata	0,39	2,37
Mata Fragmento	0,23	1,38
Pasto Degradado	5,52	33,42
Aterro	0,27	1,65
Solo Exposto	0,03	0,19
Açude	0,01	0,05
Total	16,52	100

Ainda na margem direita localizam-se as penitenciárias “Dr Alberto Brocchieri – Bauru I” e “Dr Eduardo de Oliveira Vianna – Bauru II”, ambas sob administração estadual. Neste empreendimento habitam aproximadamente 2.500 detentos, porém, a capacidade cadastrada na Secretaria da Administração Penitenciária é para 1300 detentos. A penitenciária conta com uma estação de tratamento de efluentes, localizada às margens de uma pequena drenagem, que contribui para a formação do córrego Gabiroba. Esta estação não tem conseguido tratar todo o efluente gerado pela quantidade excedente de pessoas, conforme constatado em visitas ao local e pelos resultados das análises laboratoriais no ponto P3, localizado à jusante deste lançamento. Além disso, na área destinada às penitenciárias existem empreendimentos que realizam atividades industriais, também constatadas em visitas técnicas. Não foi possível identificar o ramo dessas atividades. Sabe-se que parte do efluente gerado é destinado à drenagem a jusante do aterro sanitário, que contribui para a formação do córrego Gabiroba. Neste descarte de efluente localiza-se um ponto de amostragem do presente estudo denominado PA2. Na margem direita do córrego Gabiroba encontra-se ainda o aterro sanitário e uma área de pasto com evidência da presença de gado.

A margem esquerda do córrego é predominada por pasto degradado, também com evidências da presença de gado e poucas casas, de moradores da bacia. Essa margem apresenta ainda uma extensão da silvicultura de eucalipto, também sob a administração da Empresa Duratex® e uma área de pasto conservado.

De acordo com o uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Gabiroba, existem outras atividades ali desenvolvidas que podem estar contaminando as águas superficiais por meio do lançamento de efluentes, tratados ou não, e através do escoamento superficial e subsuperficial. A área de pasto pode contribuir com o aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo), assim como a silvicultura, que, além disso, pode contribuir com pesticidas. Além da perda de sua qualidade, o aumento dos níveis de nutrientes na água pode comprometer sua utilização para abastecimento doméstico, devido a alterações no sabor e odor da água ou à presença de toxinas liberadas pela floração de alguns tipos de algas. Soma-se a isso, os empreendimentos industriais localizados nas penitenciárias I e II e, os pesticidas aplicados na silvicultura, que podem estar contribuindo com metais pesados no córrego Gabiroba.

5.3 Qualidade das Águas

5.3.1 Parâmetros Físicos

As concentrações dos parâmetros físicos analisados no córrego Gabiroba estão apresentadas na Tabela 17.

Tabela 17 – Parâmetros indicadores de qualidade física da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.

Parâmetro	P1		P2		P3		P4		PA1		PA2		Conama 357
	Estações do ano												
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
Cor (ptco)	68,0	15,3	29,3	16,8	110,0	88,0	116,5	59,8	29,9	7,5	812,4	215,0	75
Turbidez (NTU)	18,3	14,6	6,7	3,5	37,1	37,6	24,0	13,7	20,4	1,4	225,2	306,3	100
Temperatura (°C)	25,6	19,8	23,1	17,7	23,7	18,8	22,7	17,1	24,7	21,1	24,6	21,0	-

P1 = nascente do córrego Gabiroba, pequena represa ao redor de uma plantação de eucalipto;

P2 = influência da plantação de eucalipto e gado, montante da ETE da penitenciária;

P3 = jusante da ETE da penitenciária, influência do gado;

P4 = exutório da microbacia, jusante da descarga do afluente do córrego Gabiroba;

PA1 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do aterro e de uma erosão;

PA2 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do lançamento de efluentes proveniente de atividades sob administração da penitenciária;

Estações do ano: 1 = chuvosa e 2 = seca;

Os valores em destaque estão em desacordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2.

Cor

Os maiores valores de cor foram encontrados nos meses chuvosos no córrego Gabiroba e seu afluente. Observou-se pico na concentração deste parâmetro no ponto P3, que pode ser associado à descarga da estação de tratamento de esgoto da penitenciária. O maior escoamento superficial e sub-superficial nos meses chuvosos mantiveram a cor elevada no ponto P4, não ocorrendo o mesmo para os meses secos. Os valores encontrados em PA2 foram significativamente mais altos que os encontrados nos outros pontos. Apesar da elevada cor na estação chuvosa em PA2, o reflexo do efluente no córrego Gabiroba foi inexpressivo, pouco alterando o valor no ponto P4 quando comparado à P3. A resolução CONAMA 357 estabelece o limite de 75 mg L^{-1} PtCo, para corpos de água classe 2, ficando os pontos P3, P4 e PA2 acima desse valor, excetuando P4, nos meses secos.

Turbidez

Os maiores valores de turbidez, no córrego Gabiroba, foram encontrados no ponto P3. Os valores encontrados em PA2 foram significativamente mais altos que os encontrados nos outros pontos, apesar disso, seu reflexo no córrego Gabiroba foi inexpressivo, não refletindo em elevada turbidez no ponto P4. Somente o ponto PA2 mostrou-se acima do limite de turbidez, 100 NTU, estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2.

Temperatura

Os maiores valores de temperatura da água foram encontrados na estação chuvosa, acompanhando a dinâmica da temperatura do ar. As temperaturas mais altas observadas na nascente do Córrego Gabiroba podem ser atribuídas à atividade microbiológica no pequeno reservatório, além da maior área de exposição solar. Observou-se um pequeno aumento de temperatura no ponto P3, que também pode ser atribuída à atividade microbiológica proveniente da estação de tratamento de esgoto da penitenciária.

Discussão dos parâmetros físicos

Para temperatura, cor e turbidez, os maiores valores foram encontrados nos meses chuvosos, acompanhando a dinâmica de temperatura do ar. Isso pode ser atribuído ao maior escoamento superficial e sub-superficial observado nos meses chuvosos, quando maiores quantidades de sólidos dissolvidos são carregados para a drenagem.

Para cor e turbidez, observou-se aumento dos valores no sentido de montante à jusante. As maiores concentrações observadas em ambos os parâmetros no ponto P3, podem estar relacionadas ao lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto da penitenciária.

Para o ponto PA1, os valores de cor e turbidez foram semelhantes aos encontrados no córrego Gabiroba, enquanto o ponto PA2 apresentou valores discrepantes. Neste último ponto, os valores variaram de acordo com o tipo de descarga observado no momento da coleta.

Apesar dos valores significativamente mais altos encontrados em PA2, quando comparado aos outros pontos, seu reflexo no córrego Gabiroba foi inexpressivo, não resultando em elevados valores no ponto P4. A pequena vazão observada no ponto PA2 pode não ser suficiente para alterar com significância os valores dos parâmetros no córrego Gabiroba.

5.3.2 Parâmetros Químicos

As concentrações dos parâmetros químicos analisados no córrego Gabiroba estão apresentadas na Tabela 18.

pH

Observou-se ligeira redução nos valores de pH no sentido de montante à jusante. Os maiores valores encontrados em P1 podem estar associados a uma taxa fotossintética mais alta nesse ponto que nos outros. O ponto PA1 apresentou valores de pH semelhantes aos encontrados no córrego Gabiroba, enquanto no PA2 os valores foram mais baixos. Os menores valores foram encontrados na estação chuvosa, quando maiores quantidades de sólidos dissolvidos são carregados para a drenagem, aumentando a oxidação da matéria orgânica, levando a conseqüentes reduções nos teores de oxigênio dissolvido. Para todos os períodos sazonais, os valores de pH permaneceram na faixa recomendada pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, entre 6,0 e 9,0.

Tabela 18 – Parâmetros indicadores de qualidade química da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.

Parâmetro	P1		P2		P3		P4		PA1		PA2		Conama 357
	Estações do ano												
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
pH	7,1	7,8	6,9	7,3	6,9	7,3	6,9	7,3	7,0	7,3	6,6	6,8	6,0 a 9,0
Alcalinidade (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	23,9	24,0	19,8	18,0	42,0	41,0	45,5	44,0	46,9	42,0	91,0	93,0	-
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹ O ₂)	8,5	9,5	7,0	7,6	6,1	6,4	3,5	3,8	6,7	7,1	6,4	6,3	5,0*
Demanda bioquímica de oxigênio, (mg L ⁻¹ O ₂)	8,5	6,3	5,0	3,5	25,5	29,8	10,3	8,5	6,1	3,3	260,0	417,0	5,0
Demanda química de oxigênio, (mg L ⁻¹ O ₂)	28,0	26,3	8,7	8,0	59,6	79,0	24,4	14,3	8,7	4,3	4069,1	1365,0	-
Cloretos (mg L ⁻¹ Cl ⁻)	6,1	5,7	4,5	4,9	9,7	12,3	9,6	10,6	27,9	23,8	94,0	63,8	250
Sólidos totais dissolvidos (mg L ⁻¹)	34,1	33,0	30,5	30,0	60,1	63,3	60,5	59,3	106,3	88,8	394,6	253,5	500
Condutividade elétrica (μS25°C)	70,0	67,4	62,2	60,9	122,7	129,1	123,6	120,5	217,0	181,3	805,4	517,3	-
Nitrogênio total (mg L ⁻¹ NT)	0,8	1,5	1,1	1,4	1,8	2,0	1,8	2,2	1,6	0,9	18,3	13,2	-
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹ NH ₃)	0,2	0,1	0,1	0,1	0,8	1,0	2,7	1,4	0,4	0,2	6,7	2,3	3,7mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,566; 2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
Nitrito (mg L ⁻¹ N-NO ₂)	0,003	0,003	0,003	0,003	0,032	0,025	0,027	0,027	0,015	0,005	0,517	0,334	1,000

Parâmetro	P1		P2		P3				P4				PA1		PA2		Conama 357
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2			
Nitrato (mg L ⁻¹ NO ₃)	2,0	2,0	2,6	3,2	2,5	3,0	1,7	1,5	3,8	4,1	20,2	9,1			10		
Fósforo total (mg L ⁻¹ P)	0,3	0,1	0,3	0,1	0,5	0,4	0,6	0,1	0,5	0,2	0,9	0,8	ambientes lênticos ≤ 0,03; ambientes lóticos < 0,1				
Fosfato (mg L ⁻¹ PO ₄ ³⁻)	3,2	3,6	4,1	4,3	4,9	4,6	4,5	4,4	3,6	4,0	13,2	7,8			-		
Alumínio (mg L ⁻¹)	0,2	0,0	0,2	0,0	0,6	0,2	0,3	0,1	0,5	0,0	1,2	1,1			0,1		
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000			0,001		
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,04	0,01	0,03	0,02	0,04	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01			0,01		
Cromo (mg L ⁻¹)	0,01	0,00	0,01	0,00	0,03	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	1,31	0,55			0,05		
Ferro total (mg L ⁻¹)	1,7	0,7	0,7	0,3	1,9	1,0	5,1	3,8	1,8	0,1	6,2	4,3			0,3		
Mercurio (mg L ⁻¹)	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001			0,000		
Níquel (mg L ⁻¹)	0,008	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,243	0,049			0,025		
Zinco (mg L ⁻¹)	0,01	0,01	0,01	0,00	0,35	0,02	0,02	0,04	0,06	0,01	17,33	18,75			0,18		

*Limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.

P1 = nascente do córrego Gabiroba, pequena represa ao redor de uma plantação de eucalipto;

P2 = influência da plantação de eucalipto e gado, montante da ETE da penitenciária;

P3 = jusante da ETE da penitenciária, influência do gado;

P4 = exutório da microbacia, jusante da descarga do afluente do córrego Gabiroba;

PA1 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do aterro e de uma erosão;

PA2 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do lançamento de efluentes proveniente de atividades sob administração da penitenciária;

Estações do ano: 1 = chuvosa e 2 = seca;

Os valores em destaque estão em desacordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2.

Alcalinidade

O aumento da alcalinidade observada em P3 e P4 pode estar associado aos sólidos dissolvidos, assim como a matéria orgânica recebida e oxidada, que poderiam reduzir o pH. Nesses pontos, provavelmente, os íons bicarbonatos (HCO_3^-) carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-) neutralizaram os íons hidrogênio, estabilizando os valores de pH. Os valores de alcalinidade encontrados nos pontos PA1 e PA2 foram ligeiramente maiores que aqueles encontrados no córrego Gabiroba, refletindo em ligeiro acréscimo dos valores no ponto P4 (jusante do deságüe do afluente), quando comparado à P3. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.

Oxigênio dissolvido

Desde a nascente até o ponto P3 o córrego Gabiroba apresentou bons teores de oxigênio dissolvido, apesar da acentuada redução. No exutório da microbacia, apresentou-se abaixo do limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2. Essa dinâmica pode ser associada ao carreamento e oxidação da matéria orgânica ao longo da bacia de drenagem, também observada nos menores valores encontrados nos meses chuvosos, quando ocorre maior carreamento de sólidos devido às chuvas. Apesar das boas condições de oxigenação observadas nos pontos PA1 e PA2, o afluente refletiu em redução do teor de oxigênio dissolvido no córrego Gabiroba, observado no ponto P4.

Demanda bioquímica de oxigênio

Observou-se aumento dos valores de DBO no sentido da montante à jusante, com grande parte dos valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, excetuando-se o ponto P2 e PA1 na estação seca. A DBO atribuída ao ponto P1 pode ser devida às altas taxas fotossintéticas. Observaram-se picos de DBO no ponto P3. Na estação seca, observou-se em P3, valores mais altos que na estação chuvosa, uma vez que a vazão do córrego provavelmente tenha sido menor que nos meses chuvosos. No entanto, a vazão do efluente da estação de tratamento de esgoto não varia com a estação do ano. Os valores observados em PA2 foram significativamente mais altos que nos outros pontos.

Demanda química de oxigênio

A dinâmica dos valores de DQO no córrego Gabiroba apresentou-se semelhante à da DBO. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.

Cloretos

Observou-se aumento dos valores de cloretos no sentido da montante à jusante, refletindo as características das respectivas áreas de drenagem. Os valores encontrados em PA1 e PA2 foram maiores que aqueles encontrados no córrego Gabiroba. Em todos o período amostrado, todos os pontos mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é $250 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cl}^-$.

Sólidos totais dissolvidos

Nos períodos chuvosos são esperados maiores valores de sólidos totais dissolvidos que nos períodos secos, porém, essa tendência não foi observada no córrego Gabiroba, para o período amostrado. Os valores observados em PA1 podem ser associadas à erosão localizada imediatamente à jusante do aterro sanitário, e montante do ponto de coleta. Além disso, os valores encontrados no afluente foram mais altos que aqueles encontrados no córrego Gabiroba, podendo ser associados aos valores mais altos encontrado no ponto P4, quando comparados aos outros pontos do córrego. Em todos o período amostrado, todos os pontos mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é 500 mg L^{-1} de sólidos totais dissolvidos.

Condutividade elétrica

Os valores de condutividade acompanharam a mesma dinâmica dos sólidos totais dissolvidos. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.

Nitrogênio total

Para o parâmetro nitrogênio total, os meses secos apresentaram maiores valores que os meses chuvosos, evidenciando o fenômeno de diluição. Para os pontos PA1 e PA2, os meses secos apresentaram menores valores que os meses chuvosos. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.

Nitrogênio amoniacal

Assim como o nitrogênio total, a concentração de nitrogênio amoniacal elevou-se no sentido de montante à jusante, com picos nos pontos P3 e P4. Vale lembrar que a

presença de nitrogênio amoniacal na água indica contaminação com matéria orgânica em estágio inicial de decomposição e, para sua oxidação, é necessário oxigênio dissolvido. Os teores deste último parâmetro encontrados no córrego Gabiroba apresentaram redução acentuada nos pontos P3 e P4. Os valores encontrados em PA2 foram maiores que aqueles encontrados no córrego Gabiroba, podendo estar associados à interferência observada neste após o deságüe do afluente. Em todos o período amostrado, todos os pontos mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é de $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_3 para amostras com pH até 7,56. De acordo com esta Resolução, o valor máximo de nitrogênio amoniacal para amostras com pH entre 7,5 e 8,0, como encontrado no ponto P1, nos meses secos, é de 2 mg L^{-1} de N-NH_3 . Apesar disso, os valores encontrados neste ponto permaneceram abaixo do limite.

Nitrito

Os valores de nitrito encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é 1 mg L^{-1} N-NO_2 . Observou-se interferência no ponto P3, provavelmente devido às descargas da ETE da penitenciária. Os valores encontrados em PA2 foram consideravelmente maiores que nos outros pontos, enquanto PA1, jusante do aterro sanitário, apresentou valores semelhantes.

Nitrato

De forma geral, a dinâmica do nitrato tendeu a ser inversamente proporcional à dinâmica do nitrogênio amoniacal. Os maiores valores foram encontrados em P2, provavelmente devido às atividades desenvolvidas na sua área de drenagem: plantação de eucalipto e pasto, que consistem em fontes de nitrato. A concentração de nitrato tendeu a reduzir nos pontos P3 e P4. Os valores de nitrato encontrados no afluente foram maiores que aqueles encontrados no córrego Gabiroba. Apesar disso, o deságüe desse afluente não consistiu em interferência significativa no córrego Gabiroba, conforme observado no exutório da microbacia. Os maiores valores encontrados nos meses secos podem ser explicados pelo fato de que na estação chuvosa, a matéria orgânica é carregada para a drenagem mais rapidamente que na estação seca, quando então pode atingir estágios mais avançados de oxidação. Os valores encontrados mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para

corpos de água de classe 2, que é $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$, excetuando-se PA2, nos meses chuvosos.

Fósforo total

Observou-se tendência de aumento da concentração de fósforo total no córrego Gabiroba, no sentido de montante à jusante. Os menores valores foram encontrados na estação seca, que ficaram ligeiramente acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, excetuando o ponto P3, onde observou-se pico na concentração. Neste ponto, além do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto da penitenciária, também pode ser destacada a influência das pastagens, como mostra a Figura 22. A plantação de eucalipto, identificada como principal atividade desenvolvida na cabeceira da microbacia (Figura 21), mostrou-se um provável contribuinte para a alteração da qualidade das águas superficiais do córrego Gabiroba. Geralmente, em atividades de agricultura são utilizados fertilizantes fosfatados que, quando aplicados de forma excedente, podem constituir-se como fonte de poluição, principalmente em ambientes onde o fósforo é fator limitante à produção primária. Os maiores valores observados nos meses chuvosos evidenciam a influência dos materiais carregados com a chuva.

Os valores médios de fósforo total encontrados à jusante do aterro sanitário, recebem, além desta fonte de poluição, águas da drenagem de uma área de pastagem e uma erosão (Figura 21), que podem contribuir com parte dos valores de fósforo total observados. Apesar dos maiores valores encontrados em PA2, o afluente pareceu interferir no córrego Gabiroba apresentando valores médios próximos aos de PA1, provavelmente devido à sua maior vazão que naquele ponto.

Fosfato

Os valores de fosfato encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente dinâmica semelhante ao nitrato. As médias observadas em PA2 foram maiores que as observadas nos outros pontos. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.



Figura 22 – Evidência de presença constante de gado nas margens do córrego Gabiroba, à montante do ponto P3. As setas e indicações amarelas indicam o sentido do córrego e localização dos pontos de amostragem.

Alumínio

Nos meses chuvosos o alumínio pode ser carreado para o leito do córrego, aumentando consideravelmente sua concentração em relação à estação seca. Observou-se tendência de elevação dos valores no sentido de montante à jusante, em ambos os períodos, com picos no ponto P3. Os valores encontrados em PA2 foram maiores que aqueles encontrados nos outros pontos. A Resolução CONAMA 357 estabelece o limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de alumínio, para corpos de água de classe 2. As médias encontradas na estação chuvosa mantiveram-se acima desse limite, além da estação seca nos pontos P3 e PA2.

Cádmio

Os valores médios de cádmio no córrego Gabiroba e seu afluente mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é $0,01 \text{ mg L}^{-1}$.

Chumbo

Observou-se redução dos valores médios de chumbo no sentido de montante à jusante, com picos no ponto P3, associados ao lançamento da ETE da penitenciária. O alto valor encontrado na estação chuvosa em P1 pode ser associado à silvicultura localizada na área de drenagem deste ponto. Contudo, de acordo com os valores observados e sua distribuição, a presença do chumbo não pode ser atribuída à fontes específicas e pode ser uma característica regional que deve ser melhor estudada.

Os valores encontrados na estação seca ficaram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, excetuando-se P2, enquanto na estação chuvosa, os valores ultrapassaram esse limite.

Cromo

Os valores de cromo encontrados no córrego Gabiroba mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, à exceção de PA2. A concentração observada neste ponto pode ser relacionada às atividades industriais agregadas à penitenciária e também, associadas aos valores observados em P4.

Ferro

Observou-se aumento dos valores médios de ferro no córrego Gabiroba, no sentido de montante à jusante. Os maiores valores foram encontrados nos meses chuvosos. Os valores encontrados em P1 e P2 podem ser associados à silvicultura, localizada na área de drenagem desses pontos, enquanto os valores observados em P3 podem ser atribuídos ao lançamento da ETE da penitenciária. O aumento da concentração ponto P4, indica que a contribuição do afluente do córrego Gabiroba pode ser representativa.

Os valores médios encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente ficaram acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de ferro, à exceção dos pontos P2 e PA1, na estação seca.

Mercúrio

Em todo o período amostrado não foram detectadas concentrações de mercúrio acima do limite de detecção dos equipamentos utilizados. Portanto, as amostras de água mostraram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é de $0,0002 \text{ mg L}^{-1}$ de mercúrio.

Níquel

Foram detectados valores de níquel no córrego Gabiroba na estação chuvosa, à exceção dos pontos P2 e P4. Semelhante ao cromo e cádmio, as concentrações deste parâmetro detectadas foram pontuais, não sendo observadas ao longo de todo o período amostrado, podendo estar associadas à silvicultura, localizada na área de drenagem do ponto P1, e ao lançamento da ETE da penitenciária, no ponto P3. Apesar dos altos valores encontrados em PA2, não foi identificada interferência no córrego Gabiroba. Os valores médios mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, excetuando o ponto PA2.

Zinco

Os valores de zinco encontrados no córrego Gabiroba permaneceram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, à exceção do ponto P3 na estação chuvosa e do ponto PA2. Apesar dos altos valores encontrados em PA2, o afluente não refletiu em interferências no córrego Gabiroba acima do limite estabelecido.

Discussão dos parâmetros químicos

Os resultados de demanda química e bioquímica de oxigênio e nitrogênio amoniacal indicaram que o córrego Gabiroba apresenta diversidade de condições quanto à presença de matéria orgânica biodegradável. Essas condições foram dependentes da existência de afluentes específicos, relacionados ao uso do solo. O ponto P1, localizado próximo à nascente, e P2, à jusante do lançamento da estação de tratamento de esgoto e do afluente do córrego, apresentaram menores quantidades de matéria orgânica. Enquanto os pontos P3, imediatamente à jusante da estação de tratamento, e P4, na saída da microbacia e jusante do deságüe do afluente, apresentaram maiores quantidades de matéria orgânica em estágios iniciais de oxidação, ou seja, contaminação recente. A redução da matéria orgânica biodegradável, medida como DBO₅, a partir do ponto P3 em direção ao ponto P4, ocorreu por conta da autodepuração, inclusive o processo de diluição. Entre o ponto P3 e P4 há a contribuição da bacia que abrange o aterro sanitário e da bacia adjacente, distinta, ocupada pela atividade microindustrial agregada à penitenciária. Ao final, essas contribuições conjuntas não afetaram de forma significativa, a qualidade das águas entre os pontos P3 e P4 no córrego Gabiroba.

Contudo, os valores médios de oxigênio dissolvido observados são indicativos de que o córrego Gabiroba esteja recebendo matéria orgânica acima da sua capacidade

de autodepuração, e que, após passar por determinadas fontes de contaminação, não conseguiu restabelecer as condições mínimas para sustentar a presença de peixes, principalmente considerando-se o ponto P4, no exutório da microbacia. Considerando-se os valores observados de DBO_5 e OD nos pontos P3 e PA1, verifica-se que as fontes potenciais para degradação das águas podem ser: efluente da ETE da penitenciária e efluente da área da micro-indústria agregada à penitenciária. A pastagem também tende a contribuir para a degradação, mas numa condição bem distribuída e dispersa ao longo das vertentes do córrego Gabiroba.

De maneira geral, os teores de fósforo total refletiram as características das áreas de drenagem e das atividades desenvolvidas nos pontos amostrados. A silvicultura, responsável por 33% da ocupação da microbacia, constituiu uma importante fonte de poluição para este nutriente. A interferência da pastagem também deve ser destacada, principalmente nas proximidades dos pontos P3 e PA1, à jusante do aterro sanitário. Neste ponto, pode ser destacada também a influência de uma erosão, localizada imediatamente à jusante do aterro, constituindo uma importante fonte de material em suspensão.

Os resultados das análises de metais sugerem que em determinado momento do período amostrado, parte do efluente lançado no ponto PA2 (micro-indústria agregada à penitenciária) pode ter sido destinado à estação de tratamento de esgoto, contaminando o córrego entre os pontos P3 e P4, justificando os valores encontrados em apenas uma análise, não sendo detectadas concentrações ao longo do período amostral.

O ponto à jusante do aterro sanitário, PA1, apresentou, de forma geral, boa qualidade da água. Na estação chuvosa, alguns metais apresentaram concentrações acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, como alumínio, chumbo e ferro.

O ponto PA2, localizado à jusante do lançamento da micro-indústria da penitenciária, mostrou-se, de forma geral, o mais afetado da microbacia do córrego Gabiroba, considerando-se os valores dos diversos parâmetros medidos. Esses parâmetros encontraram-se sistematicamente acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2. Em visitas locais, foi constatado que após receber a carga poluidora por algum tempo, o solo mostrou-se coberto por pigmentos acinzentados, como mostra a Figura 23.



Figura 23 – Efluente lançado no ponto PA2 e solo coberto por pigmentos após receber carga poluidora.

5.3.3 ***Parâmetros Biológicos***

Os resultados de coliformes totais e fecais encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente são apresentados na Tabela 19.

Coliformes totais

Observa-se que os valores médios encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente apresentaram dinâmica semelhante à DBO e DQO, com elevação no sentido de montante à jusante e pico no ponto P3. Os maiores valores foram encontrados na estação chuvosa, refletindo o maior carreamento de materiais. O pico observado em P3 pode ser atribuído à descarga do efluente da ETE da penitenciária e à presença de gado constatada nas margens próximas ao local de coleta. Os valores médios encontrados no exutório da microbacia podem ser associados ao deságüe do afluente do córrego Gabiroba, além da interferência observada no ponto P3. A Resolução CONAMA 357 não estabelece limite para este parâmetro.

Tabela 19 – Parâmetros indicadores de qualidade biológica da água nos pontos de monitoramento da microbacia do Córrego Gabiroba e de seus afluentes comparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água de classe 2.

Parâmetro	P1		P2		P3		Estações do ano				PA1		PA2		Conama 357
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2			
Coliformes totais (NMP 100mL)	1,1 x 10 ⁵	5,3 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁵	1,4 x 10 ⁵	3,6 x 10 ⁷	2,5 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁶	4,7 x 10 ⁵	7,4 x 10 ⁵	1,0 x 10 ⁶	7,1 x 10 ⁷	3,2 x 10 ⁷	-		
Coliformes fecais (NMP 100 mL)	1,9 x 10 ²	1,1 x 10 ²	8,6 x 10 ²	1,1 x 10 ³	2,1 x 10 ⁶	6,1 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁴	1,0 x 10 ³	5,2 x 10 ³	6,5 x 10 ²	1,5 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁶	1,0 x 10 ³ , em no mínimo 80% de 6 amostras bimestrais, totalizando 1 ano de amostragem		

*NMP = número mais provável.

P1 = nascente do córrego Gabiroba, pequena represa ao redor de uma plantação de eucalipto;

P2 = influência da plantação de eucalipto e gado, montante da ETE da penitenciária;

P3 = jusante da ETE da penitenciária, influência do gado;

P4 = exutório da microbacia, jusante da descarga do afluente do córrego Gabiroba;

PA1 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do aterro e de uma erosão;

PA2 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do lançamento de efluentes proveniente de atividades sob administração da penitenciária;

Estações do ano: 1 = chuvosa e 2 = seca;

Os valores em destaque estão em desacordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2.

Coliformes fecais

Os valores de coliformes fecais encontrados no córrego Gabiroba e seu afluente apresentaram dinâmica semelhante aos coliformes totais. Os valores encontrados no ponto PA1 sugerem que as águas superficiais localizadas à jusante do aterro sanitário estejam sendo contaminadas com chorume na estação chuvosa, além da presença do gado observada em visitas locais.

A resolução CONAMA 357 estabelece que, para corpos de água de classe 2, os coliformes fecais não deverão exceder 1.000 NMP 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de 1 ano, com frequência bimestral. A amostragem realizada neste trabalho totalizou o período do 1 ano, com frequência de amostragem mensal. Apenas o ponto P1 apresentou valores médios abaixo do limite estabelecido. O ponto P2 apresentou 72% dos seus valores abaixo do limite estabelecido e o ponto PA1, apenas 18%.

Fitoplânctons

As amostras de fitoplânctons do córrego Gabiroba, em ambos os pontos, mostraram-se pobres em diversidade de espécies. No ponto P2, as amostras apresentaram além da baixa diversidade, baixa densidade. As amostras do ponto P4 mostraram-se com baixa diversidade, porém, algumas mostraram-se densas na quantidade de cianobactérias e matéria orgânica (Figura 24), característica intrínseca de ambientes mesotróficos a eutróficos.

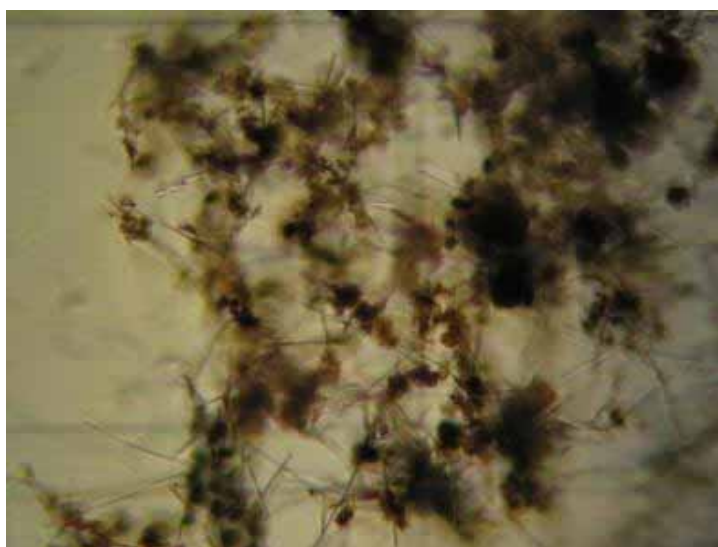


Figura 24 – Célula de Sedgwick-Rafter utilizada para contagem do fitoplâncton da amostra de água da saída da microbacia do córrego Gabiroba, ponto P4, em novembro de 2010.

As análises qualitativas identificaram 3 taxa da Divisão Euglenophyceae e família Euglenaceae, dos seguintes gêneros: *Euglena spp* (Figura 25), *Phacus spp* (Figura 26) e *Trachelomonas spp* (Figura 27). Todos os gêneros identificados são encontrados, sobretudo, em águas ricas em matéria orgânica (BICUDO & MENEZES, 2006).



Figura 25 – *Phacus spp* encontrado nas amostras de água do córrego Gabiroba.



Figura 26 – *Trachelomonas spp* encontrada nas amostras de água do córrego Gabiroba.



Figura 27 – *Euglena spp* encontrada nas amostras de água do córrego Gabiroba.

As análises qualitativas das amostras de fitoplânctons do córrego Gabiroba apresentaram a cianobactéria *Planktothrix spp* (Figura 28), com a seguinte classificação:

⁽¹⁾**Divisão:** *cyanobacteria*

⁽¹⁾**Classe:** *cyanophyceae*

^(1,2)**Ordem:** *oscillatoriales*

⁽²⁾**Família:** *phormidiaceae*

⁽²⁾**Gênero:** *Planktothrix Anagnostidis et Komárek 1988*

O gênero *Planktothrix* é monofilético. Poucas espécies, das 15 conhecidas, causam florações, principalmente em lagos e reservatórios mesotróficos ou fracamente eutrofizados, até eutróficos. Algumas espécies produzem microcistinas (hepatotóxicas) e geosmina (substância que causa cheiro de mofo ou terra) (BICUDO & MENEZES, 2006).

A densidade de cianobactérias no córrego Gabiroba é apresentada na Tabela 20. A densidade aumentou no sentido montante a jusante, semelhante ao aumento de

¹ FRANCESCHINI et al. 2010.

² BICUDO & MENEZES, 2006.

nutrientes observado. Apesar disso, os valores não ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, que é $50.000 \text{ cel mL}^{-1}$.



Figura 28 – Cianobactéria do gênero *Planktothrix* spp (esquerda) e espécime do gênero *trachelomonas* spp (direita).

Tabela 20 – Densidade de cianobactérias de amostras de águas superficiais do córrego Gabiroba.

Densidade de <i>Planktothrix Anagnostidis et Komárek 1988</i> (cel mL^{-1})			
Meses/2010	P2	P4	CONAMA 357
Maio	$1,6 \times 10^2$	$7,4 \times 10^3$	$5,0 \times 10^4$
Junho	$1,0 \times 10^2$	$9,0 \times 10^3$	$5,0 \times 10^4$
Julho	-	$8,3 \times 10^2$	$5,0 \times 10^4$
Agosto	$1,1 \times 10^1$	$7,9 \times 10^2$	$5,0 \times 10^4$
Setembro	$4,9 \times 10^1$	$1,1 \times 10^3$	$5,0 \times 10^4$
Outubro	$3,0 \times 10^1$	$5,8 \times 10^3$	$5,0 \times 10^4$
Novembro	$7,4 \times 10^1$	$6,7 \times 10^3$	$5,0 \times 10^4$
Dezembro	$1,7 \times 10^2$	$1,2 \times 10^4$	$5,0 \times 10^4$

É importante observar que essa espécie indica ambientes mesotróficos a eutrofizados. O estabelecimento das melhores condições para o crescimento dessa espécie pode ocasionar, no manancial de deságüe do córrego, o fenômeno da

eutrofização, ou seja, o enriquecimento artificial de nutrientes. Este enriquecimento possibilita a super-reprodução das algas, que forma uma espessa massa verde na camada superficial da coluna de água, impedindo a penetração de luz nas camadas inferiores. Apesar da produção de oxigênio nas camadas superiores, este não consegue atingir as camadas inferiores, tornando o ambiente anóxico nas camadas mais profundas, ocasionando a morte da maioria dos organismos aquáticos.

5.3.4 *Índice de Qualidade da Água*

O índice de qualidade da água (IQA) calculado para cada ponto de amostragem, em ambas as estações é apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 – Valores de Índice de Qualidade da Água (IQA) de amostras de água do córrego Gabiroba e de seu afluente, conforme a metodologia da CETESB, descrita por ANA (2005).

Pontos de monitoramento	Valores de IQA Estação chuvosa	Qualidade da água	Valores de IQA Estação seca	Qualidade da água
P1	70	Boa	76	Boa
P2	64	Boa	68	Boa
P3	35	Ruim	34	Ruim
P4	43	Aceitável	57	Boa
PA1	55	Boa	69	Boa
PA2	23	Ruim	24	Ruim

P1 = nascente do córrego Gabiroba, pequena represa ao redor de uma plantação de eucalipto;
P2 = influência da plantação de eucalipto e gado, montante da ETE da penitenciária;
P3 = jusante da ETE da penitenciária, influência do gado;
P4 = exutório da microbacia, jusante da descarga do afluente do córrego Gabiroba;
PA1 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do aterro e de uma erosão;
PA2 = afluente do córrego Gabiroba, jusante do lançamento de efluentes proveniente de atividades sob administração da penitenciária;
Altitudes em metros: P1 (565); P2 (510); P3 (506); P4 (490); PA1 (525); PA2 (533).

Foi observada piora na qualidade da água no sentido de montante à jusante, ressaltando a importância relativa, em termos sanitários, dessas outras atividades.

Os pontos localizados à montante do córrego Gabiroba, P1 (nascente, ambiente lótico) e P2 (jusante do lançamento da ETE da penitenciária, ambiente lêntico), apresentaram a melhor qualidade da água da microbacia estudada. Em ambos os pontos, a principal atividade desenvolvida na área de drenagem é a silvicultura, que contribui com o aporte de nutrientes e alguns metais advindos do escoamento superficial de fertilizantes e pesticidas. Estas aplicações devem ser cautelosas, pois o excesso de

nutrientes pode causar sérios problemas ambientais relacionados à eutrofização das águas.

Os resultados evidenciaram forte interferência do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto da penitenciária, sugerindo que o sistema não esteja funcionando adequadamente, podendo inclusive estar sub-dimensionado. De acordo com a secretaria da administração da penitenciária, sua capacidade em é de 1.300 detentos, sendo registrados atualmente 2.500 detentos.

O ponto à jusante do aterro sanitário apresentou boa qualidade da água em ambas as estações. O aterro sanitário pode estar contribuindo com a redução do IQA principalmente na estação chuvosa. Nessa estação, o chorume produzido na decomposição da massa de resíduos aterrada pode atingir as águas superficiais através do escoamento superficial ou através da impermeabilização deficiente da base das células utilizadas, que pode contaminar a água subterrânea e que irá contribuir para a formação das águas superficiais à jusante do aterro sanitário.

A pior qualidade da água observada na microbacia foi encontrada próximo ao aterro sanitário, porém, apesar de sua proximidade, os estudos de Mondelli (2008) determinaram que este ponto não sofre influência da massa de resíduos aterrada. Neste local, no ponto de amostragem PA2, encontra-se o lançamento de efluentes advindos dos empreendimentos localizados ao lado da penitenciária. Os valores encontrados para os diversos parâmetros de qualidade da água analisados pareceram variar de acordo com o tipo de efluente descartado no momento da coleta. Esses resultados sugerem que o lançamento observado seja proveniente de pequenas indústrias agregadas à penitenciária. Apesar de apresentar a pior qualidade da água, consistindo no ponto mais poluído da microbacia, este ponto de amostragem mostrou-se menos impactante que o ponto P3, carga altamente impactante, devido à maior vazão observada neste ponto que no primeiro.

Foi observado que, após receber as diversas cargas impactantes, o córrego Gabiroba não conseguiu restabelecer as condições ambientais necessárias para a manutenção da presença de peixes, apresentando baixos valores de oxigênio dissolvido. Apesar disso, a qualidade da água na estação chuvosa foi aceitável e na estação seca foi boa.

5.4 Aterro Sanitário

De acordo com a CETESB (2010), o aterro sanitário de Bauru recebeu boas notas de IQR até 2008, quando passou para inadequado (Tabela 22). Em 2009 o aterro encontrava-se em situação controlada. Esse histórico do IQR pode ser associado às suas condições de operação que, de acordo com Mondelli (2008), ocorre falta de destinação do chorume e máquinas quebradas. Outro fator que agrava a nota do IQR é o licenciamento das novas camadas. De acordo com o Jornal Fala Cidade (2010), a licença para utilização da quarta camada está vencida há mais de 2 anos.

Tabela 22 – Notas do IQR do aterro de Bauru. Fonte: CETESB (2010).

IQR - aterro de resíduos de Bauru									
Ano	1997	1999	2001	2003	2005	2006	2007	2008	2009
Nota	8,7	8,7	9,8	9,5	7,7	8,7	9,5	5,6	7,5
Condição	A	A	A	A	C	A	A	I	C

*A: adequada; *C: controlada; *I: inadequada.

A avaliação do IQR enfatiza normalmente as condições executivas e operacionais dos aterros, não incluindo os passivos ambientais referentes a antigos locais de disposição, ou seja, embora envolva grande número de parâmetros, não tem a função de avaliar o desempenho ambiental. Assim, a contaminação gerada pela falta de impermeabilização das células e falta de sistemas adequados de coleta de gases e chorume não é devidamente avaliada. Além disso, a avaliação questiona sobre planos de monitoramento das águas subterrâneas, porém, os resultados desse monitoramento não são levados em consideração. Dessa forma, antigos lixões, que passaram a ter algum controle na disposição dos resíduos, podem apresentar boas notas, apesar de contaminar as águas subterrâneas e não terem controle sobre os gases gerados.

De acordo com Mondelli (2008), em alguns períodos de seu estudo, foram constatados freqüentemente equipamentos danificados, empregados na compactação e cobertura dos resíduos sólidos. No caso dos resíduos sólidos ficarem muito tempo descoberto, além do mau cheiro e dos vetores, o chorume será produzido ainda em superfície, reduzindo sua infiltração. Isto ocasiona seu arraste para os drenos de águas pluviais, atingindo assim as águas de superfície. Em visitas ao aterro para o presente

estudo, foram encontradas máquinas para ambas as funções em operação (Figura 29). Porém, foi constatada a presença de vetores de doenças, principalmente urubus, evidenciada nas Figura 30 e Figura 31.



Figura 29 – Compactação dos resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Bauru.



Figura 30 – Urubus sobrevoando os resíduos sólidos no aterro sanitário de Bauru.



Figura 31 – Urubus sobre camada em operação de resíduos sólidos no aterro sanitário de Bauru.

Células que deveriam estar fechadas e seladas com uma camada compactada de solo exibiam diversos resíduos sólidos urbanos (Figura 32 e Figura 33), devido à sua cobertura insuficiente. Além disso, medidas de controle das águas pluviais são necessárias e urgentes, pois, devido às características do solo da região, que apresentam grande susceptibilidade à erosão, foram constatados sulcos erosivos nas células desativadas, que podem atingir a camada superficial de resíduos aterrada (Figura 34).

Em 2008 foram construídas duas lagoas para armazenamento do chorume gerado pela decomposição dos resíduos sólidos (Figura 35). Antigamente, o chorume era lançado acima das camadas de resíduos aterrada e, então, recirculada para a massa de resíduos. De acordo com o Jornal Fala Cidade (2010), até o mês de abril de 2010 o chorume armazenado nas novas lagoas ainda não teria recebido o devido destino, sendo que, nos meses chuvosos, ainda foi necessário o bombeamento e recirculação na massa de resíduos aterrada, evitando que o líquido transbordasse e atingisse as águas superficiais do seu entorno. Apesar da construção dessas lagoas, em visitas ao local durante o presente estudo, foi constatada a presença do chorume na superfície, trazido pelos gases produzidos também na decomposição dos resíduos sólidos (Figura 36). Este fato denota que o aterro apresenta deficiência na drenagem subsuperficial e que a massa

encontra-se saturada de líquidos em alguns locais, trazendo riscos à estabilidade estrutural.



Figura 32 – Resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.



Figura 33 – Resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.



Figura 34 – Sulcos erosivos e resíduos sólidos expostos em camadas fechadas do aterro sanitário de Bauru.



Figura 35 – Lagoas de armazenamento de chorume do aterro sanitário de Bauru, construídas em 2008.



Figura 36 – Suspensão do chorume à superfície pelos gases produzidos na decomposição dos resíduos sólidos.

Um dos aspectos considerados positivos do aterro é o dispositivo de monitoramento das águas subterrâneas, compostos por 16 poços (normatizados, em sua maioria). Desta forma, a análise da qualidade das águas aferida em alguns desses poços, pode ser associada aos resultados analíticos das águas superficiais de jusante, com destaque para o ponto PA1.

A Figura 37 apresenta o posicionamento dos poços de monitoramento construídos no entorno do aterro. O fluxo subterrâneo foi estimado conforme a interpolação dos níveis d'água medidos nos poços de monitoramento (PPs) em conjunto com a interpretação de sondagens elétricas verticais (SEVs), que permitiu também a estimativa da posição do nível d'água (MONDELLI, 2008). Com base no mapa de fluxo subterrâneo estimado, o gradiente hidráulico varia de 0,025, no sentido norte-oeste, a 0,05, no sentido leste-oeste.

Todos os ensaios de campo realizados na área mostraram que existe uma pluma de contaminação num sentido principal, a oeste e no sentido do fluxo subterrâneo local. Os resultados indicam que essa não é a única pluma formada, devido à ineficiência da

camada de proteção da base do aterro, havendo outras, que dependem da época, do tipo e da frente de disposição dos resíduos (MONDELLI, 2008).

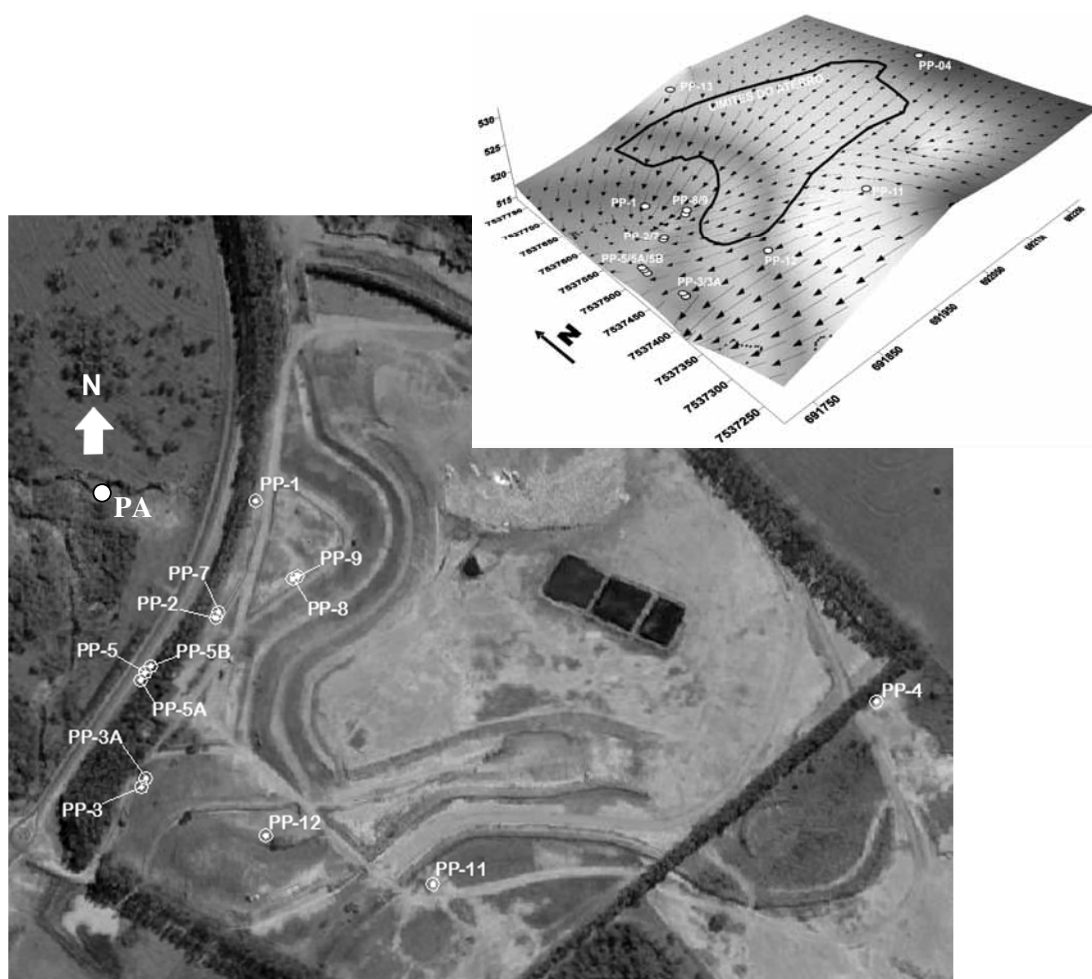


Figura 37 – Poços de monitoramento instalados no entorno do aterro e ponto de amostragem de águas superficiais do presente estudo. Em destaque: fluxo subterrâneo estimado. Fonte: adaptado de Mondelli (2008).

A Figura 38 apresenta o perfil típico e as características dos poços de monitoramento permanentes construídos ao redor do aterro. Estes poços de monitoramento foram instalados em duas etapas, quais sejam: setembro de 2002 (PP-1 à PP-9) e em fevereiro de 2006 (PP-3A e PP-10 à PP-13) (alguns fora do campo de visão da Figura). Estes últimos foram construídos com o objetivo de monitorar uma possível contaminação da água subterrânea advindos das valas sépticas preenchidas com resíduos hospitalares, a sul-sudeste do aterro. Em agosto de 2006, mais dois poços

foram construídos (PP-5A e PP-5B), com o objetivo de avaliar a elevada contaminação constatada no poço PP-5 até julho de 2006.

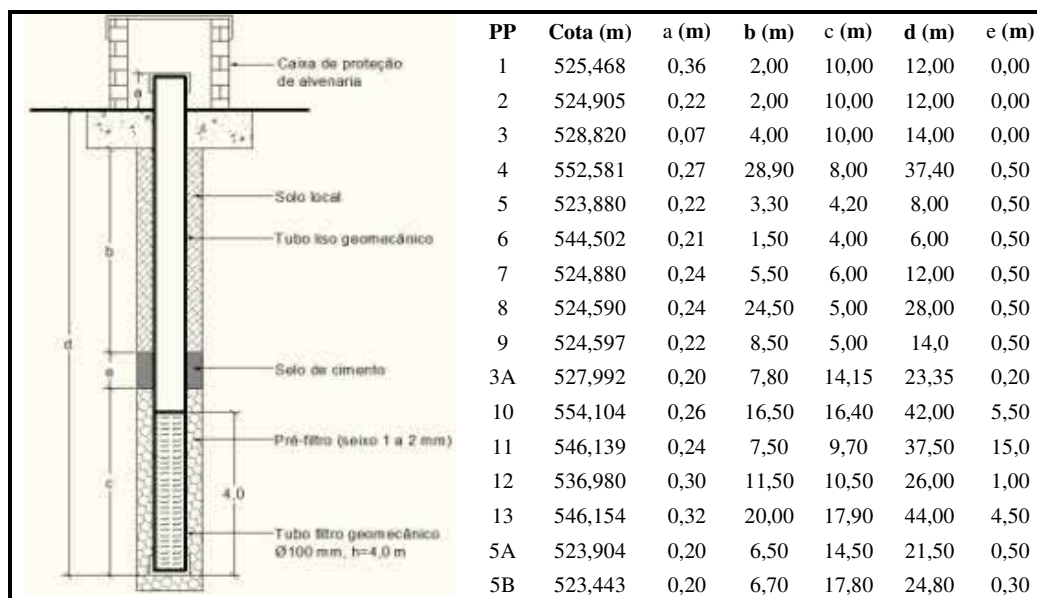


Figura 38 – Características construtivas dos poços de monitoramento instalados no aterro. Fonte: Adaptado de Mondelli (2008).

Confrontar os resultados dos poços de monitoramento realizados pela CETESB e os resultados das análises físico-químico-biológicas realizadas no presente estudo permitiu traçar um perfil que possibilita uma avaliação do desempenho ambiental deste aterro sanitário, quanto aos quesitos águas subterrâneas e superficiais de jusante.

Os poços de monitoramento que foram utilizados como referência para confrontar os resultados analíticos (Bioagri, junho/2010) com os obtidos no presente estudo foram os PP-1, PP-2, PP-8 e PP-9 (PP-7 não houve coleta), por localizarem-se à jusante do aterro e serem mais representativos em relação ao fluxo subterrâneo em direção ao ponto de amostragem das águas superficiais do presente estudo, ponto PA1.

A amostragem dos poços de monitoramento mais atual disponível foi realizada pela Bioagri e ocorreu após a finalização dos trabalhos de Mondelli (2008), no mês de junho de 2010. A amostragem no poço de monitoramento PP-7, não foi realizada no período analisado. Para analisar a correlação entre esses resultados e o ponto de amostragem superficial do presente estudo, ponto PA1, considerou-se as datas mais próximas a partir de maio de 2010, como apresentado na Tabela 23. Como pode ser observado, nem todos os parâmetros foram coincidentes.

Tabela 23 – Resultados das análises laboratoriais no ponto PA1 do presente estudo, em diversas datas (esquerda) e resultados dos poços de monitoramento do aterro sanitário, realizada em junho de 2010, pela Bioagri.

Data	-	20/mai	01/jul	28/jul	30/ago	01/out	25/out	Média	Poços de monitoramento			
									PP-1	PP-2	PP-8	PP-9
Cor	mg L ⁻¹ PtCo	2	9	6	13	38	0	11,3				
Condutividade	µS cm ⁻¹ 25°C	200,2	173,8	176,4	174,8	313,4	191,9	205	380	542	184	123
pH	-	7,43	7,22	7,40	7,08	7,23	7,09	7,2	5,5	5,1	4,9	4,9
Turbidez	NTU	2,7	0,8	1,4	0,7	11,2	5,5	3,7				
DBO	mg L ⁻¹ O ₂	2,0	8,0	2,0	1,0	8,0	1,0	3,7	<2	<2	<2	3,5
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	4,0	8,0	4,0	1,0	10,0	1,0	4,7	<5	9	<5	23
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	6,85	6,63	6,19	8,84	6,87	6,89	7,0				
Fosfato	mg L ⁻¹ PO ₄	4,50	3,26	3,06	5,15	2,93	2,06	3,49				
Fósforo Total	mg L ⁻¹ P	0,28	0,04	0,09	0,08	0,03	0,05	0,09	<0,04	<0,1	<0,04	<0,02
Nitrogênio Amomiacal	mg L ⁻¹ N-NH ₃	0,74	0,09	0,12	0,00	1,22	0,22	0,40	<0,1	0,1	<0,01	<0,1
Nitrato	mg L ⁻¹ N-NO ₃	4,2	3,7	4,7	3,7	5,8	2,9	4,17	<0,2	<0,5	0,4	0,3
Nítrito	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,008	0,004	0,004	0,004	0,045	0,008	0,01	<0,04	0,1	<0,04	0,02
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹ NTK	1,41	0,47	1,41	0,47	2,81	2,81	1,56				
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	48,0	44,0	44,0	32,0	52,0	24,0	40,67				
Sol. Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	98,0	85,0	86,0	86,0	153,0	94,0	100,33				
Coliformes Totais	NMP* 100ml	2.800.000	900.000	500.000	22.000	1.100.000	160.000	913.667				
Coliformes Fecais	NMP* 100ml	80	1.400	23	1.100	17.000	1.700	3.551				
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl ⁻	25,18	23,51	23,51	23,04	44,79	26,11	27,69	9,7	71,4	15,1	2,2
Alumínio	mg L ⁻¹	0,03	0,01	0,00	0,01	0,33	0,08	0,08				
Cádmio	mg L ⁻¹	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Chumbo	mg L ⁻¹	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,02	<0,0005	0,0005	<0,0005	<0,0005
Cromo Total	mg L ⁻¹	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Ferro Total	mg L ⁻¹	0,25	0,10	0,14	0,01	1,37	1,22	0,52	0,37	5,86	0,03	1,83
Mercurio	mg L ⁻¹	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,00				
Níquel	mg L ⁻¹	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,007	0,300	0,0034	0,002
Zinco	mg L ⁻¹	0,04	0,01	0,00	0,00	0,04	0,05	0,02	0,03	0,08	0,08	0,04

*NMP: Número mais provável.

Os poços PP-8 e PP-9 localizam-se mais próximos do aterro, contudo o poço PP-8 encontra-se no arenito em profundidade maior. Considerando-se a qualidade inicial do líquido na base do aterro, que seria o chorume e os dados observados nesses dois poços próximos ao aterro, além do gradiente hidráulico existente, observa-se que a capacidade de atenuação natural do solo é muito elevada.

A qualidade das águas subterrâneas que contribuirão com a formação das águas superficiais encontradas no ponto PA1, é compatível com essa notável capacidade de atenuação natural do solo, como pode ser observado nos poços PP-1 e PP-2, localizados mais à jusante do aterro sanitário e mais próximos do ponto PA1.

Foram encontrados, neste ponto, alguns parâmetros de qualidade da água com concentrações acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, demanda bioquímica de oxigênio e fósforo total. É importante observar que, parte da drenagem convergida para o ponto de amostragem PA1, é proveniente das áreas próximas ao aterro sanitário, ocupadas por pastagem e mata capoeira. Além disso, a erosão localizada à jusante do aterro sanitário contribui com os níveis de fósforo total observados. Os metais encontrados em concentrações acima do limite podem ser associados à surgência de águas subterrâneas provenientes do aterro sanitário, conforme constato nos resultados dos poços de monitoramento realizados pela Bioagri.

6 CONCLUSÕES

As análises físico-químico-biológicas realizadas neste trabalho indicam que dificuldades operacionais e controle de águas pluviais do aterro sanitário de Bauru possam estar contribuindo em determinados momentos para a contaminação das águas superficiais à sua jusante, principalmente na estação chuvosa, mostrando-se importante para os parâmetros fósforo total ($0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$, estação chuvosa), alumínio ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$, estação chuvosa), e ferro ($1,8 \text{ mg L}^{-1}$, estação chuvosa). Apesar disso, a qualidade das águas superficiais neste ponto apresentou-se em boas condições. Contudo, o aterro sanitário mostra-se preocupante em relação às águas subterrâneas que, devido às dificuldades discutidas neste e em trabalhos anteriores, já apresentam plumas de contaminação em vários níveis de profundidade.

A plantação de eucalipto localizada na nascente do córrego Gabiroba mostrou-se pouco impactante à qualidade das águas superficiais, constituindo a melhor qualidade da água observada na microbacia. Esta atividade mostrou-se importante para a contribuição de fósforo total ($0,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$, estação chuvosa), alumínio ($0,2 \text{ mg L}^{-1}$, estação chuvosa), chumbo ($0,04 \text{ mg L}^{-1}$, estação chuvosa) e ferro ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$, estação chuvosa).

A descarga de matéria orgânica pela estação de tratamento de esgoto da penitenciária e o lançamento de efluentes industriais, também proveniente deste empreendimento, foram responsáveis pelas maiores concentrações de nitrogênio total ($1,8 \text{ mg L}^{-1} \text{ NT}$ e $18,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ NT}$, estação chuvosa), fósforo total ($0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$ e $0,9 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$, estação chuvosa), demanda bioquímica de oxigênio ($25,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ e $260 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, estação chuvosa), demanda química de oxigênio ($59,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ e $4069,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, estação chuvosa) e, conseqüentemente, redução dos teores de oxigênio dissolvido no exutório da microbacia ($3,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, estação chuvosa). Ambos os pontos, P3 e PA2, constituíram os pontos mais poluídos da microbacia do córrego Gabiroba.

Desta forma, as atividades realizadas pela penitenciária mostraram-se mais impactantes às águas superficiais, em termos sanitários, que o aterro sanitário de Bauru. Essas atividades devem ser monitoradas e atuadas, para que se adéquem aos padrões

estabelecidos pela Resolução CONAMA 357, para corpos de água de classe 2, e assim, contribuam para a preservação da qualidade das águas superficiais do córrego Gabiroba.

Como sugestão para futuros estudos e, considerando a importância do Ribeirão Água Parada, que recebe as águas do córrego Gabiroba, torna-se necessário monitorar as fontes poluidoras que interferem na qualidade de suas águas, presentes nas diversas microbacias que contribuem para a formação do referido manancial, com a finalidade de mitigar a contaminação, assegurando a boa qualidade de suas águas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma Técnica N° 10.004**. Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma Técnica N° 13.896**. Aterro de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação - procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 7p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma Técnica N° 15.849**. Aterro sanitário de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro: ABNT, 2010. 24p.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2009**. São Paulo: ABRELPE, 2010.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas no Brasil**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília, 2005. 176p.

AMBIENTEBRASIL – portal ambiental. Resíduos Sólidos. Ambiente resíduos (site). **AMBIENTEBRASIL**. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/residuos/residuos_solidos.html>. Acesso em: 6 abr 2010.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Baltimore, 2005.

BANCO MUNDIAL. Departamento de Infra-estrutura do Leste Asiático. **Waste Management in China: Issues and Recommendations**. Relatório Técnico de Desenvolvimento Urbano. Relatório Técnico N° 09. 2005. 156p. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/INTEAPREGTOPURBDEV/Resources/China-Waste-Management1.pdf>> Acesso em: 10 jun 2010.

BAURU. **Lei Municipal nº. 4.126**, de 12 de setembro de 1996. Cria o Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado. Brasil, São Paulo, Bauru, 1996.

BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de Águas Continentais Brasileiras – Chave para identificação e descrições**. 2 ed. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 502p.

BRAGA, B.; HESPANHOL I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 2ª edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318p.

BRANCO, S. M. **A água e o homem**. In PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. Hidrologia ambiental. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, v.3. 1991. 414p.

BRASIL. **Lei Nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Brasil, 1981.

BRASIL. **Lei Nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasil, 1997.

BRASIL. **Lei Nº 9.605**, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasil, 1998.

BRASIL. **Lei Nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil, 2010.

BUENROSTRO, O.; BOCCO, G. Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 39, p. 251-263. 2003.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: ed. Rima, 2006. 118p.

CARVALHO, B. Chumbo vaza do aterro sanitário de Bauru e contamina lençol freático. **Revista Ecológica**, 06 mar. 2010. Disponível em: < [http://revista-ecologica.ning.com / profiles/blogs/chumbo-vaza-do-aterro](http://revista-ecologica.ning.com/profiles/blogs/chumbo-vaza-do-aterro)>. Acesso em: 04 jul 2010.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares - 2009**. Série relatórios. São Paulo: CETESB, 2010. 177p.

CINTRA, F. H.; IWAI, C. K.; HAMADA, J. **Avaliação da DQO de águas subterrâneas e superficiais no entorno de um aterro para resíduos sólidos urbanos**. Anais: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, 2003.

COMISSÃO AMBIENTAL EUROPÉIA. **Ambiente Resíduos** (site). Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/index.htm>>. Acesso em: 12 jul 2010.

CBH – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ-BATALHA. **Plano de Bacia da UGRHI 16 - Tietê-Batalha**. Fundação Paulista de Tecnologia e Educação. São Paulo: CBHT, 2008. Disponível em: <<http://www.comitetb.sp.gov.br/index.php?tab=1&acao=com12>>. Acesso em: 10 jun 2010.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA N°005**, de 05 de agosto de 1993. Brasil, 1993.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA N°357**, de 17 de março de 2005. Brasil, 2005.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J. V. Gerenciamento da Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos: Estruturação e Aplicação de Modelo Não-Linear de Programação por Metas. **Gestão & Produção**, vol. 9 (2), p. 143-161. 2002.

EUROSTAT – Serviço de Estatística da União Européia. **Waste statistics**. EUROSTAT, 2009. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Waste_statistics>. Acesso em: 13 jul 2010.

EUROSTAT – Serviço de Estatística da União Européia. **40% of municipal waste recycled or composted in 2008**. Eurostat newsrelease, Environment in the EU27; 2010. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_PUBLIC/8-19032010-AP/EN/8-19032010-AP-EN.PDF>. Acesso em: 13 jul 2010.

FIGUEIREDO, J. C.; SUGAHARA, S. **Classificação Climática e o Aspecto Climatológico da Cidade de Bauru**. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, X, 1997, Piracicaba-SP. Anais: Piracicaba, Sociedade Brasileira de Agrometeorologia, 1997. 337-9p.

FONSECA, A. O. P. **Contributo para a Organização e Planeamento de um Sistema de Recolha de Resíduos Sólidos Urbanos na Ilha de São Vicente – Cabo Verde**. 2009. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 2009.

FRANCESCHINI, I. A.; BURLIGA, A. N.; REVIERS, B. de; PRADO, J. F.; REZING, S. H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. 1 ed. Ed. Artmed, 2010. 332 p.

HAMADA, J. **Aterros Sanitários – Concepção e Dimensionamento**. Universidade Estadual Paulista: Bauru, 2008. Faculdade de Engenharia de Bauru, Departamento de Engenharia Civil.

HAMADA, J. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Universidade Estadual Paulista: São Vicente, 2006. Programa de Educação continuada em Educação Ambiental Aplicada. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista.

HUI, Y.; LI'AO, W.; FENWEI, S.; GANG, H. Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities. **Waste Management**, vol. 26, p. 1052–1062. 2006.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

JOHANSEN, O. J., CARLSON, D. A. Characterization of sanitary landfill leachates. **Water Research**, vol. 10 (12), p. 1129–1134. 1976.

JONES, S. L. **A China Environmental Health Project Research Brief: Environmental and Health Challenges of Municipal Solid Waste in China**. WOODROW WILSON INTERNATIONAL CENTER FOR SCHOLARS. China Environmet Forum (site), 2007. Disponível em: <http://www.wilsoncenter.org/topics/docs/muni_waste_Feb1.pdf> Acesso em: 14 jul 2010.

JORNAL Fala Cidade. LAGO de chorume do aterro sanitário de Bauru pode transbordar. Fala Cidade: Bauru, 24 abril 2010. Geral. Disponível em:

<http://www.falacidade.com.br/do/Conteudo/212/lago_de_chorume_do_aterro_sanitario_d_e_bauru_pode_transbordar>. Acesso em: 10 jun 2010.

JURAS, I. da A. G. M. **Legislação sobre resíduos sólidos: Exemplos da Europa, Estados Unidos e Canadá**. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados da Área XI, Meio Ambiente e Direito Ambiental, Organização Territorial, Desenvolvimento urbano e Regional. Nota Técnica, 2005.

LIGABUE, L. Cetesb agora sugere ampliar aterro. **Jornal da Cidade de Bauru**, Bauru, 2 jun. 2010. Política. Disponível em <http://www.jcnet.com.br/busca/busca_detalhe2010.php?codigo=184372>. Acesso em: 2 jun. 2010.

LOPES, A. A.; BRIGANTE, J.; SCHALCH, V. Influência do aterro sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na qualidade das águas superficial e subterrânea. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, vol. 2 (2), p. 115-127p. 2007.

MANGIMBULUDE, J. C.; BREUKELLEN B. M. V.; KRAVE, A. S.; STRAALLEN, N. M. V.; RÖLING, W. F. M. Seasonal dynamics in leachate hydrochemistry and natural attenuation in surface run-off water from a tropical landfill. **Waste Management**, vol. 29, p. 829-838. 2009.

McDOUGALL, F.; WHITE, P.; FRANKE, M.; HINDLE, P. **Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory**. 2ª ed. Blackwell Science, 2001. 517p.

MONDELLI, G. **Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contaminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2008. 392 f. Tese (doutor) - Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos-SP, 2008.

PEREIRA, L. C.; TOCCHETTO, M. R. L. Resíduos: “É preciso inverter a pirâmide – reduzir a geração!” **Ambiente Brasil**. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/artigos/residuos%3A_%E2%80%9Ce_preciso_inverter_a_piramide_%E2%80%93_reduzir_a_geracao%E2%80%9D!.html> Acesso em: 30 Jan 2010.

REBOUÇAS, A. da C. (Org.). Águas doces no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. da C. et al. **Águas doces no mundo e no Brasil**. 2 ed. São Paulo: Escritus, 2002. Cap. 1, p 1-35.

SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2008. 128 f. Dissertação (Mestre) – Curso de

Mestrado em física e meio ambiente, Instituto de Física, Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT, Cuiabá, 2008.

SANTOS, I. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F. Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos nas águas superficiais do Rio Tarumã e efluentes – AM. **Acta Amazônica**, vol. 36 (2), p. 229-236. 2006.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 10.755**, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores. Brasil, São Paulo, 1977.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 10.773**, de 1 de março de 2001. Declara Área de Proteção Ambiental a Bacia Hidrográfica do Rio Batalha. Brasil, São Paulo, 2001.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 12.300**, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes. Brasil, São Paulo, 2006.

SUOCHENG, D.; TONG, K. W.; YUPING, W. Municipal solid waste management in China: using commercial management to solve a growing problem. **Utilities Policy**, 10, p. 7–11. 2001.

TORRES, P.; BARBA, L. E.; RIASCOS, J.; VIDAL, J. C. Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado. **Engenharia Saniária e Ambiental**, vol. 2, p. 55-62. 1997.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: engineering principals and management issues**. McGRAW-HILL International Editions, Civil Engineering Series, 1993.

TRENNEPOHL, N. A proteção ambiental e a importância do adequado tratamento dos resíduos sólidos: aspectos relevantes das legislações do Brasil e da Alemanha. **Revista Esmafe**, Escola de Magistura Federal da 5ª região, n 17. 2008.

USEPA - AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS. History of RCRA. Wastes - Laws & Regulations (site). **USEPA**, 2009a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/laws-regs/rcrahistory.htm>> Acesso em: 12 jul 2010.

USEPA - AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2008**. Washington: **USEPA**, 2009b. Resíduos Sólidos e Respostas Emergenciais. EPA-530-F-009-021.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1, 3 ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA: Editora UFMG, Belo Horizonte, 1996.

WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HINDLE, P. **Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory**. Blackie Academics & Professional, 1993. 362p.

YANG, K.; ZHOU, X.; YAN, W; HANG, D.; STEINMANN, P. Landfills in Jiangsu province, China, and potential threats for public health: Leachate appraisal and spatial analysis using geographic information system and remote sensing. **Waste Management**, vol. 28, p. 2750-2757. 2008.

ZAFAR, M; ALAPPAT, B. J. Landfill surface runoff and its effect on water quality on river Yamuna. **Journal of Environmental Science and Health, part A – Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, vol. 39 (2), p. 375-384. 2004.

ZHANG, D. Q.; TANB, S. K.; GERSBERG, R. M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. **Journal of Environmental Management**, v.91 (8), p. 1623-1633. 2010.

ZULIANI, D. Q. **Balanço Geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: Estudos de casos**. 2003. 96 f. Dissertação (Mestre) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Lavras-MG, 2003.

ANEXOS

Resultados das Análises Laboratoriais

Janeiro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	19/jan	19/jan	19/jan	19/jan	19/jan	19/jan
Chuva 24h	-	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Hora Coleta	H	15:50	17:35	17:45	18:05		17:10
Entrada laboratório	H	18:50	18:50	18:50	18:50		18:50
Temp Amostra	°C	31	28	28	27	-	28
Temp Ambiente	°C	25	25	25	25	25	25
Cor	PtCo	160	60	210	175		3.700
Condutividade	µS25°C	67	59	108	113	-	429
pH	-	7,3	6,9	6,9	6,8	-	4,6
Turbidez	NTU	33,2	17,4	67,1	44,7	-	350,9
DBO	mg/LO2	5,0	2,0	24,0	13,0	-	148,0
DQO	mg/LO2	-	-	-	-	-	-
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	10,45	7,20	7,11	4,83	-	5,79
Fosfato	mg/LPO4	4,00	6,07	7,28	7,58	-	5,34
Fósforo	mg/L P	0,12	0,34	0,41	0,31	-	0,11
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,89	0,01	0,12	0,39	-	3,24
Nitrato	mg/L N-NO3	1,60	2,00	2,00	2,70	-	4,50
Nitrito	mg/L N-NO2	0,001	0,003	0,016	0,109	-	0,003
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,47	0,94	0,47	0,47	-	0,94
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	28	20	44	44	-	0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	32,0	29,0	53,0	55,0	-	210,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	50.000	-	-	1.600.000	-	300.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	400	-	-	13.000	-	4.000
Cloretos	mg/L Cl-	7,52	4,61	10,43	9,46	-	10,43

Fevereiro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	24/fev	24/fev	24/fev	24/fev	24/fev	24/fev
Chuva 24h	-	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Hora Coleta	H	09:05	11:15	11:18	11:38	10:55	10:10
Entrada laboratório	H	12:00	12:00	12:00	12:00	12:00	12:00
Temp Amostra	°C	28,8	25,8	25,9	26,3	28,2	26,7
Temp Ambiente	°C	26,1	26,1	26,1	26,1	26,1	26,1
Cor	PtCo	141	44	227	230	77	1133
Condutividade	µS25°C	69,5	65,1	120,6	126,4	220,5	1289,0
pH	-	7,56	7,10	7,26	7,24	7,13	6,97
Turbidez	NTU	20,6	6,4	37,0	37,0	11,4	167,0
DBO	mg/LO2	8,0	9,0	26,0	11,0	8,5	186,0
DQO	mg/LO2	17	24	98	47	23	9000
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	10,08	7,97	6,81	5,35	7,06	6,70
Fosfato	mg/LPO4	4,85	5,72	7,06	7,20	5,37	18,10
Fósforo	mg/L P	0,62	0,60	1,39	2,00	1	1
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,00	0,00	0,25	1,69	0,03	4,93
Nitrato	mg/L N-NO3	1,60	2,8	2,9	1,2	4,2	7,7
Nitrito	mg/L N-NO2	0,004	0,002	0,065	0,015	0,012	0,040
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	4,22
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	24	20	44	48	64,0	108,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	34,0	32,0	59,0	62,0	108,0	631,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	50.000	170.000	16.000.000	900.000	500.000	160.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	800	1.700	3.000.000	50.000	3.000	900.000
Cloretos	mg/L Cl-	7,28	5,34	10,19	9,22	23,77	163,45

Março-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	29/mar	29/mar	29/mar	29/mar	29/mar	29/mar
Chuva 24h	-	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Hora Coleta	H	09:00	10:55	11:05	09:45	10:30	10:10
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	25,3	23,9	24,5	22,8	26,7	24,1
Temp Ambiente	°C	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9
Cor	PtCo	17	20	44	82	28	249
Condutividade	µS25°C	67,1	62,5	114,5	122,8	224,3	780,0
pH	-	6,75	6,81	6,92	6,76	7,14	7,51
Turbidez	NTU	25,2	9,8	15,5	25,6	86,2	204,0
DBO	mg/LO2	9,0	5,0	16,0	7,0	6,0	230,0
DQO	mg/LO2	21,0	9,0	46,0	29,0	15,0	538,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	6,43	7,41	7,18	4,67	6,97	5,91
Fosfato	mg/LPO4	5,47	6,66	6,96	6,75	6,62	8,62
Fósforo	mg/L P	0,66	0,79	0,80	0,78	0,78	1,04

Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH ₃	0,61	0,30	0,85	1,09	0,76	10,11
Nitrato	mg/L N-NO ₃	2,10	3,8	2,7	2,1	5,3	5,2
Nitrito	mg/L N-NO ₂	0,001	0,005	0,010	0,030	0,007	0,425
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,47	0,94	1,41	2,81	0,94	5,16
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	28,0	28,0	32,0	44,0	64,0	164,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	33,0	30,0	56,0	60,0	110,0	382,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	500.000	170.000	160.000.000	130.000	1.600.000	30.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	200	2.700	1.300.000	5.000	8.000	5.000
Cloretos	mg/L Cl ⁻	5,3	3,40	7,76	8,25	25,22	87,30

Abril-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	26/abr	26/abr	26/abr	26/abr	26/abr	26/abr
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	09:00	09:35	09:45	10:50	10:25	10:00
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	24,6	21,3	22,2	21,8	24,3	24,1
Temp Ambiente	°C	25,5	25,5	25,5	25,5	25,5	25,5
Cor	PtCo	60	25	55	75	20	165
Condutividade	µS25°C	69,4	63,4	125,3	131,4	186,4	576,0
pH	-	6,80	6,83	6,65	6,59	6,97	7,43
Turbidez	NTU	19,3	3,5	15,3	12,9	3,2	54,5
DBO	mg/LO ₂	11,0	7,0	25,0	13,0	5,0	352,0
DQO	mg/LO ₂	26,0	5,0	39,0	24,0	2,0	561,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO ₂	8,82	7,50	6,09	3,73	6,97	6,40
Fosfato	mg/LPO ₄	4,10	5,39	6,43	6,18	4,87	9,34
Fósforo	mg/L P	0,52	0,75	0,87	1,14	1,75	1,64
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH ₃	0,00	0,00	0,54	1,55	0,16	2,43
Nitrato	mg/L N-NO ₃	1,30	2,5	2,0	2,5	2,0	4,3
Nitrito	mg/L N-NO ₂	0,003	0,003	0,028	0,023	0,011	0,182
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,47	0,47	0,87	1,14	1,75	0,94
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	28,0	20,0	40,0	44,0	44,0	88,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	34,0	31,0	61,0	64,0	91,0	282,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	160.000	170.000	2.400.000	16.000.000	90.000	30.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	0	20	1.700.000	5.000	1.700	80
Cloretos	mg/L Cl ⁻	6,31	3,40	8,25	9,22	21,83	84,88

Maio-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	20/mai	20/mai	20/mai	20/mai	20/mai	20/mai
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	09:10	11:35	11:55	09:55	11:05	10:40
Entrada laboratório	H	12:30	12:30	12:30	12:30	12:30	12:30
Temp Amostra	°C	19,2	17,4	18,5	17,0	20,4	21,3

Temp Ambiente	°C	14,1	14,1	14,1	14,1	14,1	14,1
Cor	PtCo	15	15	93	72	2	20
Condutividade	µS25°C	67,9	60,5	137,9	119,5	200,2	422,0
pH	-	7,85	7,43	7,36	7,42	7,43	7,30
Turbidez	NTU	20,7	3,0	81,1	22,5	2,7	556,0
DBO	mg/LO2	5,0	2,0	26,0	6,0	2,0	4,0
DQO	mg/LO2	29,0	2,0	125,0	2,0	4,0	123,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	9,34	7,84	6,20	4,17	6,85	7,08
Fosfato	mg/LPO4	2,85	3,93	3,93	3,87	4,50	7,22
Fósforo	mg/L P	0,06	0,28	0,13	0,18	0,28	0,14
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,09	0,06	0,66	1,30	0,74	0,69
Nitrato	mg/L N-NO3	2,10	3,4	2,7	1,4	4,2	6,30
Nitrito	mg/L N-NO2	0,004	0,002	0,061	0,030	0,008	0,505
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	1,41	1,41	1,41	1,41	15,00
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	24,0	16,0	44,0	40,0	48,0	112,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	33,0	30,0	68,0	59,0	98,0	207,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	160.000	460.000	90.000.000	1.600.000	2.800.000	28.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	40	40	1.700.000	230	80	5.000.000
Cloretos	mg/L Cl-	6,18	5,23	12,83	10,93	25,18	47,03

Junho-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	01/jul	01/jul	01/jul	01/jul	01/jul	01/jul
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	08:40	10:40	10:45	09:20	10:15	09:55
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	18,8	16,5	17,3	15,7	20,0	19,3
Temp Ambiente	°C	19,0	25,0	25,0	20,5	23,5	23,0
Cor	PtCo	4	31	96	33	9	333
Condutividade	µS25°C	65,3	60,3	127,1	116,9	173,8	431,0
pH	-	7,66	7,37	6,99	7,37	7,22	6,01
Turbidez	NTU	13,8	5,2	25,1	10,8	0,8	214,0
DBO	mg/LO2	4,0	9,0	60,0	5,0	8,0	750,0
DQO	mg/LO2	12,0	24,0	104,0	16,0	8,0	1178,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	9,24	7,46	6,34	3,72	6,63	5,66
Fosfato	mg/LPO4	3,08	3,53	3,43	3,61	3,26	6,35
Fósforo	mg/L P	0,09	0,11	0,11	0,07	0,04	0,40
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,14	0,10	1,22	1,26	0,09	0,47
Nitrato	mg/L N-NO3	1,60	2,9	3,4	1,1	3,7	5,30
Nitrito	mg/L N-NO2	0,004	0,002	0,025	0,030	0,004	0,311
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	0,94	0,94	0,94	0,47	3,75
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	24,0	20,0	44,0	44,0	44,0	60,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	32,0	30,0	62,0	57,0	85,0	211,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	24.000	24.000	8.000.000	170.000	900.000	50.000.000

Coliformes Fecais	NMP/100 ml	400	1.400	240.000	1.700	1.400	90.000
Cloretos	mg/L Cl-	5,18	4,94	14,01	10,69	23,51	41,09

Julho-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	28/jul	28/jul	28/jul	28/jul	28/jul	28/jul
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	09:45	12:40	12:54	11:40	12:15	12:01
Entrada laboratório	H	13:30	13:30	13:30	13:30	13:30	13:30
Temp Amostra	°C	19,6	19,1	20,0	18,5	22,0	20,4
Temp Ambiente	°C	20,0	20,0	28,0	28,0	28,0	28,0
Cor	PtCo	8	12	51	60	6	115
Condutividade	µS25°C	70,6	61,9	122,6	123,5	176,4	723,0
pH	-	8	7,39	7,54	7,47	7,40	7,48
Turbidez	NTU	13,8	3,5	22,4	9,5	1,4	343,0
DBO	mg/LO2	7,0	1,0	20,0	13,0	2,0	632,0
DQO	mg/LO2	34,0	2,0	51,0	18,0	4,0	3315,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	8,45	6,72	6,03	3,15	6,19	5,84
Fosfato	mg/LPO4	3,06	3,13	3,79	3,45	3,06	6,44
Fósforo	mg/L P	0,08	0,07	0,08	0,05	0,09	0,15
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,16	0,13	1,01	1,51	0,12	4,17
Nitrato	mg/L N-NO3	2,00	2,9	3,0	1,6	4,7	4,3
Nitrito	mg/L N-NO2	0,002	0,003	0,008	0,026	0,004	0,189
Nitrogênio Total	mg/L NTK	3,22	2,34	2,34	3,75	1,41	20,63
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	24,0	20,0	36,0	44,0	44,0	152,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	35,0	30,0	60,0	61,0	86,0	354,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	30.000	110.000	5.000.000	90.000	500.000	50.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	2	3.000	500.000	22	23	1.700.000
Cloretos	mg/L Cl-	7,36	5,46	11,16	10,21	23,51	124,21

Agosto-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	30/ago	30/ago	30/ago	30/ago	30/ago	30/ago
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	08:45	14:24	10:45	09:20	10:10	09:50
Entrada laboratório	H	11:20	11:20	11:20	11:20	11:20	11:20
Temp Amostra	°C	21,5		19,4	17,2	21,9	23,1
Temp Ambiente	°C	22,5	18,6		24,0	26,9	24,7
Cor	PtCo	34	9	112	74	13	392
Condutividade	µS25°C	65,9	60,7	128,9	122,1	174,8	493,0
pH	-	8	7,20	7,32	7,08	7,08	6,25
Turbidez	NTU	10	2,5	21,9	11,9	0,7	112,0
DBO	mg/LO2	9,0	2,0	13,0	10,0	1,0	282,0
DQO	mg/LO2	30,0	4,0	36,0	21,0	1,0	844,0

Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	10,90	8,25	7,14	4,32	8,84	6,80
Fosfato	mg/LPO4	5,45	6,80	7,30	6,85	5,15	11,35
Fósforo	mg/L P	0,03	0,09	1,21	0,28	0,23	2,37
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,05	0,00	1,00	1,47	0,00	3,96
Nitrato	mg/L N-NO3	2,10	3,7	3,0	2,0	3,7	20,6
Nitrito	mg/L N-NO2	0,002	0,004	0,007	0,023	0,004	0,332
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	0,94	3,28	2,81	0,47	13,51
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	24,0	16,0	40,0	48,0	32,0	48,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	32,0	30,0	63,0	60,0	86,0	242,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	13	5.000	170.000	24.000	22.000	160.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	2	300	11.000	2.200	1.100	3.000
Cloretos	mg/L Cl-	4,04	4,04	11,16	10,69	23,04	42,99

Setembro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	01/out	01/out	01/out	01/out	01/out	01/out
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	09:00	10:50	11:00	09:35	10:20	10:05
Entrada laboratório	H	11:25	11:25	11:25	11:25	11:25	11:25
Temp Amostra	°C	20,8	20,2	21,1	19,5	23,6	21,2
Temp Ambiente	°C	20,0	26,3	26,3	20,5	25,0	22,5
Cor	PtCo	50	33	123	101	38	113
Condutividade	µS25°C	71,6	64,3	149,4	136,4	313,4	597,0
pH	-	7	7,20	7,15	7,09	7,23	7,05
Turbidez	NTU	15	4,5	30,6	15,1	11,2	224,0
DBO	mg/LO2	8,0	3,0	40,0	4,0	8,0	281,0
DQO	mg/LO2	44,0	6,0	81,0	21,0	10,0	839,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	8,20	7,58	5,52	2,70	6,87	7,35
Fosfato	mg/LPO4	2,82	3,24	3,48	2,67	2,93	4,36
Fósforo	mg/L P	0,02	0,05	0,04	0,08	0,03	2,32
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,18	0,10	1,79	1,97	1,22	7,53
Nitrato	mg/L N-NO3	1,60	2,3	2,9	0,5	5,8	40,8
Nitrito	mg/L N-NO2	0,004	0,002	0,028	0,014	0,045	0,554
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	1,41	3,75	3,75	2,81	30,47
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	2,8	2,0	52,0	48,0	52,0	68,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	35,0	32,0	73,0	67,0	153,0	293,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	30.000	50.000	28.000.000	90.000	1.100.000	30.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	130	900	5.000.000	130	17.000	22
Cloretos	mg/L Cl-	6,47	5,51	12,21	11,26	44,79	37,12

Outubro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	25/out	25/out	25/out	25/out	25/out	25/out
Chuva 24h	-						

Hora Coleta	H	09:00	10:50	11:00	09:40	10:25	10:10
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	24,0	21,7	22,9	20,8	23,5	23,5
Temp Ambiente	°C	24,0	26,6	26,5	26,0	26,5	26,5
Cor	PtCo	3	2	38	56	0	15
Condutividade	μS25°C	74,2	62,7	136,0	122,4	191,9	893,0
pH	-	6,82	7,14	6,84	7,21	7,09	7,16
Turbidez	NTU	12,8	2,5	81,0	14,8	5,5	586,0
DBO	mg/LO2	7,0	3,0	36,0	11,0	1,0	247,0
DQO	mg/LO2	26,0	4,0	85,0	13,0	1,0	946,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	9,59	7,93	5,95	1,77	6,89	7,51
Fosfato	mg/LPO4	1,45	1,97	2,54	2,03	2,06	1,69
Fósforo	mg/L P	0,01	0,00	0,05	0,03	0,05	0,94
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,18	0,09	1,18	10,78	0,22	11,02
Nitrato	mg/L N-NO3	1,80	2,3	1,9	1,2	2,9	77,0
Nitrito	mg/L N-NO2	0,004	0,003	0,070	0,000	0,008	2,375
Nitrogênio Total	mg/L NTK	1,41	2,81	4,69	2,81	2,81	66,56
Alcalinidade Total	mg/L CaCO3	28,0	20,0	44,0	44,0	24,0	128,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	36,0	31,0	67,0	60,0	94,0	438,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	50.000	50.000	16.000.000	170.000	160.000	170.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	20	33	1.700.000	26.000	1.700	11.000
Cloretos	mg/L Cl-	6,47	5,03	10,78	10,78	26,11	78,80

Novembro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	29/nov	29/nov	29/nov	29/nov	29/nov	29/nov
Chuva 24h	-	não	não	não	não	não	não
Hora Coleta	H	09:05	11:10	11:20	09:40	10:30	10:10
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	27,2	22,6	23,3	21,9	23,6	25,4
Temp Ambiente	°C	24,5	26,0	26,0	25,0	26,0	25,5
Cor	PtCo	43	9	104	90	26	354
Condutividade	μS25°C	68,7	61,8	126,2	123,6	187,0	968,0
pH	-	7,43	6,68	6,85	6,70	6,64	6,60
Turbidez	NTU	9,6	1,8	26,8	21,6	6,7	15,4
DBO	mg/LO2	10,0	7,0	28,0	12,0	8,0	138,0
DQO	mg/LO2	36,0	5,0	55,0	18,0	1,0	10300,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO2	8,62	4,59	4,51	1,59	6,66	6,59
Fosfato	mg/LPO4	1,76	2,01	2,47	2,04	1,64	53,65
Fósforo	mg/L P	0,04	0,09	0,13	0,13	0,11	0,08
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH3	0,00	0,00	0,88	2,69	0,00	10,69
Nitrato	mg/L N-NO3	2,70	2,7	3,1	1,9	2,6	14,4
Nitrito	mg/L N-NO2	0,001	0,006	0,025	0,000	0,007	0,206
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	0,47	1,41	1,88	0,47	34,69

Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	24,0	24,0	40,0	48,0	32,0	116,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	34,0	30,0	62,0	61,0	92,0	474,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	30.000	50.000	30.000.000	90.000	90.000	160.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	2	170	1.700.000	1.400	22.000	1.700.000
Cloretos	mg/L Cl ⁻	4,47	4,00	9,17	8,70	24,70	161,14

Dezembro-10							
Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	PA1	PA2
Data	-	16/dez	16/dez	16/dez	16/dez	16/dez	16/dez
Chuva 24h	-	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Hora Coleta	H	08:40	10:25	10:25	10:25	10:25	10:25
Entrada laboratório	H	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30	11:30
Temp Amostra	°C	23,2	21,6	21,8	21,4	22,8	23,2
Temp Ambiente	°C	21,5	23,5	23,5	22,0	22,5	22,5
Cor	PtCo	70	41	79	123	20	770
Condutividade	µS25°C	72,3	59,0	101,3	113,0	195,7	911,0
pH	-	6,84	6,57	6,95	6,63	6,56	5,68
Turbidez	NTU	10,9	7,4	23,1	20,5	18,3	200,0
DBO	mg/LO ₂	10,0	4,0	9,0	11,0	6,0	498,0
DQO	mg/LO ₂	26,0	8,0	13,0	19,0	9,0	6300,0
Oxigênio Dissolvido	mg/LO ₂	5,65	6,09	5,75	3,39	5,73	5,05
Fosfato	mg/LPO ₄	1,46	1,81	2,66	1,37	1,54	4,84
Fósforo	mg/L P	0,08	0,14	0,15	0,12	0,17	0,25
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH ₃	0,01	0,00	0,93	1,22	0,29	3,57
Nitrato	mg/L N-NO ₃	3,10	2,3	2,4	1,8	3,5	7,7
Nitrito	mg/L N-NO ₂	0,006	0,003	0,010	0,026	0,018	0,347
Nitrogênio Total	mg/L NTK	0,94	1,41	1,41	0,94	1,88	3,75
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	28,0	24,0	40,0	44,0	48,0	56,0
Sol. Totais Dissolvidos	mg/L	35,0	29,0	50,0	55,0	96,0	447,0
Coliformes Totais	NMP/100 ml	24.000	300.000	2.800.000	1.600.000	1.700.000	160.000.000
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	4	500	500.000	90.000	8.000	13.000.000
Cloretos	mg/L Cl ⁻	4,94	4,47	9,17	9,64	28,94	128,68

Registros Fotográficos



Figura 1 – Ponto de amostragem das águas superficiais P1. (Janeiro-2010)



Figura 2 – Coleta de fitoplânctons no ponto de amostragem de águas superficiais P2. (Agosto-2010)



Figura 3 – Medição de parâmetros ‘in situ’ no ponto de amostragem de águas superficiais P2. (Junho-2010)



Figura 4 – Lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto proveniente da penitenciária, montante do ponto de amostragem de águas superficiais P3. (Janeiro-2010)



Figura 5 – Lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto proveniente da penitenciária, montante do ponto de amostragem de águas superficiais P3. (Abril - 2010)



Figura 6 – Lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto proveniente da penitenciária, montante do ponto de amostragem de águas superficiais P3. (Maio - 2010)



Figura 7 – Ponto de amostragem de águas superficiais P3. (Agosto-2010)



Figura 8 – Ponto de amostragem de águas superficiais P4. (Janeiro-2010)



Figura 9 – Ponto de amostragem de águas superficiais PA1. (Agosto-2010)



Figura 10 – Ponto de amostragem de águas superficiais PA2. (Janeiro-2010)



Figura 11 – Ponto de amostragem de águas superficiais PA2. (Agosto-2010)



Figura 12 – Filtros de papel utilizados na filtragem para realização das análises laboratoriais. (Maio-2010)