

MARIANA COELHO DEUSDARÁ

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO SOMBRIO A JUSANTE
DO DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE PONTE NOVA – MG

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA

MINAS GERAIS - BRASIL

2011

MARIANA COELHO DEUSDARÁ

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO SOMBRIO A JUSANTE
DO DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE PONTE NOVA – MG

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 31 de agosto de 2011.

Gustavo Ferreira Simões

Izabel Christina D’Almeida D. de Azevedo
(Coorientadora)

Eduardo Antonio Gomes Marques
(Orientador)

Dedico este trabalho a Deus, à minha família, aos meus amigos e a todos que contribuíram de alguma forma com a realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ser fonte de inspiração e por ter me oferecido esta oportunidade de crescimento.

Ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade concedida.

A CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

A FEAM pelo financiamento da pesquisa.

Ao Professor Eduardo Marques pela orientação, confiança e apoio.

Ao Professor Rafael Bastos pela contribuição para melhoria desta dissertação.

A Professora Ann Honor Munteer por toda atenção e colaboração.

Agradeço minha família pelo constante apoio e incentivo. Em especial ao meu Tio Fábio e à sua família pela contribuição e apoio imprescindível para conclusão da dissertação.

Agradeço a todos os meus amigos por estarem presentes no meu dia-a-dia, trazendo mais alegria e inspiração à minha vida. Em especial a Cláudia Nakamura, André Peçanha, Cátia Martins, Marcos Vinícius Pereira, Aline Heleno, Ana Amélia Tinôco e Luana Andrade por todo apoio e amizade.

Agradeço a todos que trabalham no Laboratório da Divisão de Água e Esgoto pela convivência agradável e por todas as ajudas que me foram prestadas, principalmente a Endrik Nardoto, Natália Rezende, Teynha Stoppa e Luís Eduardo.

Ao Wellington Guimarães por toda ajuda na confecção de mapas.

Às graduandas Flávia Barbosa, Lígia Lima, Mariko Carneiro e Tamila Bravin pela dedicação, comprometimento e amizade.

Aos funcionários e estudantes dos laboratórios de Química Ambiental, Química Analítica, Matéria Orgânica e Geoquímica por toda receptividade e conhecimento dividido, principalmente ao Lula, Mário Jorge, Renato Veloso, Diana Simões, Antônio Carlos Alves Pinto e Guilherme.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	1
LISTA DE TABELAS.....	4
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	7
RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO	11
1.1. Considerações Gerais	11
1.2. Objetivo	12
1.3. Organização da dissertação	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. Resíduos Sólidos	13
2.2. Disposição Final de RSU	14
2.3. Impactos ambientais de depósitos de RSU	16
2.4. Legislação	22
2.4.1. Resíduos Sólidos.....	22
2.4.2. Recursos hídricos, sedimentos e ictiofauna	24
2.5. Qualidade da água.....	26
2.6. Qualidade de sedimentos	27
2.7. Contaminação da ictiofauna	27
2.8. Parâmetros de qualidade da água, de sedimentos e da ictiofauna	29
2.8.1. Temperatura.....	29
2.8.2. Condutividade elétrica	30
2.8.3. Potencial hidrogeniônico.....	30
2.8.4. Série de sólidos.....	30
2.8.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio	31
2.8.6. Demanda Química de Oxigênio.....	31
2.8.7. Oxigênio Dissolvido	32
2.8.8. Cloreto.....	32
2.8.9. Nitrogênio	33
2.8.10. Fósforo Total	35
2.8.11. Fluoreto	36

2.8.12.	Sulfato	37
2.8.13.	Sulfeto	37
2.8.14.	Cianeto	37
2.8.15.	Metais.....	38
2.8.16.	<i>Echerichia coli</i>	45
2.8.17.	Toxicidade crônica.....	46
3.	METODOLOGIA.....	47
3.1.	Caracterização da área de estudo.....	47
3.2.	Levantamento de dados de precipitação.....	47
3.3.	Geologia local.....	49
3.4.	Amostragens realizadas	49
3.5.	Coleta, preservação das amostras e análises realizadas.....	55
3.5.1.	Água e lixiviado.....	55
3.5.2.	Sedimento e lodo	60
3.5.3.	Ictiofauna.....	60
3.6.	Análise estatística dos dados	61
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
4.1.	Dados de precipitação.....	62
4.2.	Parâmetros avaliados na água e no lixiviado	64
4.2.1.	Parâmetros conformes.....	64
4.2.2.	Temperatura.....	64
4.2.3.	Potencial Hidrogeniônico – pH.....	65
4.2.4.	Condutividade Elétrica – CE	66
4.2.5.	Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	68
4.2.6.	Demanda Química de Oxigênio - DQO	70
4.2.7.	Oxigênio Dissolvido	74
4.2.8.	Sólidos em suspensão totais	77
4.2.9.	Sólidos Dissolvidos Totais.....	79
4.2.10.	Sólidos Totais.....	81
4.2.11.	Fósforo total	84
4.2.12.	Cianeto Livre.....	86
4.2.13.	<i>Echerichia coli</i>	86
4.2.14.	Metais na água	88
4.2.14.1.	Zinco	88

4.2.14.2.	Arsênio	89
4.2.14.3.	Cádmio	90
4.2.14.4.	Níquel	91
4.2.14.5.	Cromo	92
4.2.14.6.	Chumbo	93
4.2.14.7.	Manganês	95
4.2.15.	Metais nos sedimentos	96
4.2.15.1.	Zinco	97
4.2.15.2.	Níquel	98
4.2.15.3.	Cádmio	99
4.2.15.4.	Chumbo	100
4.2.15.5.	Cromo	101
4.2.15.6.	Cobre	102
4.2.15.7.	Alumínio, ferro e manganês	103
4.2.16.	Metais nos peixes	106
4.2.17.	Toxicidade Crônica	107
5.	Conclusão	109
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
	APÊNDICE A – Resultados das análises químicas, físicas e microbiológicas realizadas na água do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação do depósito de RSU de Ponte Nova	120
	APÊNDICE B – Resultados das análises químicas realizadas no sedimento do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação do depósito de RSU de Ponte Nova	132
	APÊNDICE C – Resultados das análises químicas realizadas em peixes do Pesque-Pague Sombrio	137

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Geração de RSU <i>per capita</i> no Brasil em 2008, 2009 e 2010.....	13
Figura 2 - Geração de RSU no Brasil em 2008, 2009 e 2010.	14
Figura 3 - Disposição de RSU no Brasil em 2009 e 2010.	15
Figura 4 - Disposição final de RSU no Estado de Minas Gerais em 2009 e 2010.	16
Figura 5 - Vista geral do percurso entre o centro de Ponte Nova - MG e o local de disposição de resíduos.....	48
Figura 6 – Geologia Local.....	51
Figura 7 - Localização dos pontos de amostragem.....	52
Figura 8 - Ponto P1 de amostragem.	53
Figura 9 - Ponto P2 de amostragem.	53
Figura 10 - Ponto P3 de amostragem.....	54
Figura 11 - Ponto P4 de amostragem.....	54
Figura 12 - Lagoa de acumulação.....	55
Figura 13 - Índices pluviométricos nos meses de abril de 2010 a fevereiro de 2011 no município de Oratórios – MG.....	62
Figura 14 - Temperatura da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	65
Figura 15 – Potencial hidrogeniônico da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e do lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	66
Figura 16 - Condutividade elétrica (CE) da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	68
Figura 17 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	70
Figura 18 - Demanda química de oxigênio (DQO) na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	74
Figura 19 – Oxigênio dissolvido na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	77
Figura 20 – Sólidos em suspensão totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	79
Figura 21 – Sólidos dissolvidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	81

Figura 22 – Sólidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	82
Figura 23 - – Porcentagem de sólidos solúveis totais e de sólidos suspensos totais na composição dos sólidos totais da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010.....	83
Figura 24 – Concentração de fósforo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	85
Figura 25 – População de E. coli na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	88
Figura 26 – Concentração de zinco na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	89
Figura 27 – Concentração de arsênio na água, em dois pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	90
Figura 28 – Concentração de cádmio na água, em dois pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	91
Figura 29 – Concentração de níquel na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	92
Figura 30 - Concentração de cromo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	93
Figura 31 – Concentração de chumbo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	94
Figura 32 - – Concentração de manganês na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	96
Figura 33 – Teor de zinco nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	98
Figura 34 – Teor de níquel nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	99
Figura 35 – Teor de cádmio nos sedimentos, em três pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	100
Figura 36 – Teor de chumbo nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	101

Figura 37 – Teor de cromo nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	102
Figura 38 – Teor de cobre nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	103
Figura 39 – Teor de alumínio nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	104
Figura 40 - Teor de manganês nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	104
Figura 41 - Teor de ferro nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	105
Figura 42 – Concentrações de chumbo, cádmio e arsênio nos tecidos musculares de tambaqui e tilápia, amostrados no Pesque-Pague Sombrio, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Técnicas analíticas utilizadas para análises de qualidade da água.....	56
Tabela 2 - Parâmetros analisados em cada campanha de amostragem.....	58
Tabela 3 - Programação do forno de microondas para digestão das amostras de peixe.	61
Tabela 4 - Índices pluviométricos diários do período de abril de 2010 a fevereiro de 2011, em Oratórios – MG.	63
Tabela 5 - Relação DQO/DBO das amostras de água em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	71
Tabela 6 – Resultados dos testes de toxicidade crônica da água dos pontos P2 e P4 e, do lixiviado em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	108
Tabela 7 - Medidas de temperatura na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	120
Tabela 8 - Medidas de condutividade elétrica na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	120
Tabela 9 - Medidas de pH na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	121
Tabela 10 - Medidas de oxigênio dissolvido na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	121
Tabela 11 - Resultados das análises de nitrito na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	121
Tabela 12 – Resultados das análises de nitrato na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	122
Tabela 13 - Resultados das análises de DBO na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.	122
Tabela 14 - Resultados das análises de fósforo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	123
Tabela 15 - Resultados das análises de sulfato na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	123
Tabela 16 - Resultados das análises de cloreto na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	124

Tabela 17 - Resultados das análises de nitrogênio amoniacal na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	124
Tabela 18 - Resultados das análises de nitrogênio kjedahl total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	124
Tabela 19 - Resultados das análises de DQO na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	125
Tabela 20 - Resultados das análises de sólidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	125
Tabela 21 - Resultados das análises de sólidos suspensos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	126
Tabela 22 - Resultados das análises de sólidos dissolvidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	126
Tabela 23 - Resultados das análises de cianeto livre na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010.....	126
Tabela 24 - Resultados das análises de fluoreto na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010.....	127
Tabela 25 - Resultados das análises de E. coli na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	127
Tabela 26 - Resultados das análises de cromo total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	128
Tabela 27 - Resultados das análises de chumbo total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	128
Tabela 28 - Resultados das análises de manganês total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	129
Tabela 29 - Resultados das análises de zinco total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	129
Tabela 30 - Resultados das análises de arsênio total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	130
Tabela 31 - Resultados das análises de cádmio total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	130

Tabela 32 - Resultados das análises de níquel total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	131
Tabela 33 - Resultados das análises de manganês no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	132
Tabela 34 - Resultados das análises de zinco no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	132
Tabela 35 - Resultados das análises de níquel no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	133
Tabela 36 - Resultados das análises de cádmio no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	133
Tabela 37 - Resultados das análises de chumbo no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	134
Tabela 38 - Resultados das análises de cromo no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	134
Tabela 39 - Resultados das análises de cobre no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	135
Tabela 40 - Resultados das análises de ferro no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	135
Tabela 41 - Resultados das análises de alumínio no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	136
Tabela 42 - Resultados das análises de cádmio nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	137
Tabela 43 - Resultados das análises de chumbo nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	137
Tabela 44 - Resultados das análises de arsênio nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.....	137

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al – Alumínio

Al₂O₃ – Óxido de Alumínio

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

As - Arsênio

Cd – Cádmio

CE – Condutividade elétrica

Cl⁻ - Cloreto

CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CH₄ – Metano

CN⁻ - Cianeto

CO₂ – Dióxido de Carbono

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPAM – Conselho de Política Ambiental

Cr – Cromo

Cu – Cobre

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

E. coli - Escherichia coli

F⁻ - Fluoreto

Fe – Ferro

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

Fe₂O₃ – Óxido de ferro III

FeO – Óxido de ferro II

FeS – Sulfeto de ferro

GPS – Global Positioning System

HCl – Ácido clorídrico

Hg – Mercúrio

H₂O₂ – Peróxido de hidrogênio

HNO₃ – Ácido Nítrico

KI – Iodeto de potássio

Mn – Manganês
NMP – Número mais provável
N₂ – Nitrogênio molecular
NH₃ – Amônia livre
NH₄⁺ - Amônia ionizada
Ni – Níquel
NO₂⁻ - Nitrito
NO₃⁻ - Nitrato
O₂ – Oxigênio molecular
OD – Oxigênio Dissolvido
P – Fósforo
Pb – Chumbo
pH – Potencial hidrogeniônico
PERH – Política Estadual de Recursos Hídricos
PERS – Política Estadual de Resíduos Sólidos
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
RS – Resíduos Sólidos
S²⁻- Sulfeto
SDT – Sólidos dissolvidos totais
SO₄²⁻ - Sulfato
SNGRH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SST – Sólidos em suspensão totais
ST – Sólidos totais
UFV – Universidade Federal de Viçosa
Zn – Zinco

RESUMO

DEUSDARÁ, Mariana Coelho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2011. **Avaliação da qualidade da água do Córrego Sombrio a jusante do depósito de resíduos sólidos urbanos de Ponte Nova – MG.** Orientador: Eduardo Antônio Gomes Marques. Coorientadores: Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Izabel Christina D’Almeida Duarte de Azevedo.

A disposição final de resíduos sólidos urbanos em áreas inadequadas, como lixões, representa um grande risco para a qualidade ambiental e para a saúde pública. Dessa maneira, o presente trabalho objetivou avaliar a qualidade da água superficial do entorno do lixão de Ponte Nova – MG, em três pontos no Córrego Sombrio: a jusante do lixão, em uma nascente a montante e a lagoa de estabilização do lixão. Foram avaliados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos na água e no lixiviado e os resultados foram comparados com os limites para corpos de água classe 2 estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05. Foi avaliado, também, o teor de metais nos sedimentos dos pontos de amostragem e no lodo da lagoa de estabilização e os resultados foram comparados com os valores orientadores da Resolução CONAMA 344/04. Além disso, foi avaliada a concentração de metais na ictiofauna do Pesque-Pague Sombrio, localizado a, aproximadamente, 1,5 km do lixão e, os resultados foram comparados com os limites preconizados pela Portaria 685/98 da ANVISA. De uma maneira geral, pode-se concluir que a qualidade da água do Córrego Sombrio apresenta indícios de contaminação pelo lixão.

ABSTRACT

DEUSDARÁ, Mariana Coelho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August of 2011. **Evaluation of water quality of the Sombrio Creek downstream of urban solid waste disposal of Ponte Nova - MG.** Adviser: Eduardo Antônio Gomes Marques. Co-advisers: Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Izabel Christina D'Almeida Duarte de Azevedo.

The final disposal of municipal solid wastes in inadequate areas, like dumping sites, represents great risk for the environmental quality and for public health. Therefore, the present work intended to assess the superficial water quality in the surround area of Ponte Nova – MG dump site: in three points on Sombrio Stream downstream the dump site, one water nascent upstream and the leachate of the stabilization pond. It was analyzed physical, chemical and microbiological parameters in the water and in the leachate and the results were compared with the limits concentrations recommended by CONAMA Resolution 357/2005. It was also analyzed the metal content on the sediments of the monitoring points on the stream and on the stabilization pond's sludge and the results were compared with the CONAMA Resolution 344/2004. Moreover, it was also analyzed the metal content on the ichthyofauna on a pay fishing establishment, located at about 1,5 km of the dump site, and the results were compared with the Sanitary Agency law Portaria ANVISA 685/98. In general, it can be said that the water in Sombrio Stream is not with its quality severely impaired, although, there are evidences that it is being impacted by the dump site.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Considerações Gerais

O crescimento das populações, juntamente com a mudança de hábitos de consumo faz com que a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) seja cada vez maior. A disposição final desses resíduos é um dos principais aspectos sanitários dos centros urbanos, e um problema de difícil solução. O principal destino dos RSU ainda tem sido os aterros sanitários, aterros controlados e os chamados lixões (MEDEIROS et al., 2008).

As prefeituras, principais responsáveis por este serviço no Brasil, enfrentam grandes desafios para realizar a disposição final de forma segura, uma vez que áreas adequadas e a distâncias viáveis são, muitas vezes, escassas (MUCELIN & BELLINI, 2008). Somando este contexto à falta de conhecimento técnico e de vontade política, a maioria dos municípios brasileiros ainda adota medidas inadequadas de disposição final dos RSU.

Devido ao reconhecido potencial poluidor e ao grande e crescente volume gerado diariamente, os impactos ambientais causados pela disposição de RSU passou a ser motivo de estudos em diversos locais do Brasil (SISINNO & MOREIRA, 1996; SOUSA et al., 2002; ROCHA & HORBE, 2006; SANTOS et al., 2008; MEDEIROS et al., 2008a; MEDEIROS et al., 2008b; MEDEIROS et al., 2009; PESSANHA, 2011). Esses estudos têm indicado que os impactos ambientais mais frequentes são poluição do ar, do solo e de águas superficiais e subterrâneas, além da proliferação de vetores de várias doenças.

1.2. Objetivo

O objetivo deste trabalho é avaliar os impactos ambientais causados pelo depósito de RSU da cidade de Ponte Nova - MG no seu entorno. Dessa maneira, foram avaliadas:

- A variação espacial e temporal de parâmetros físico-químicos e microbiológicos na água superficial da região;
- A variação espacial e temporal de metais traço em sedimentos;
- A contaminação por metais traço na ictiofauna da região.

1.3. Organização da dissertação

Esta dissertação foi dividida em 5 capítulos. Incluindo o Capítulo 1, a Introdução.

No Capítulo 2 é apresentada uma revisão bibliográfica sobre resíduos sólidos, sua disposição final e os impactos ambientais decorrentes dessa atividade, além da legislação pertinente ao tema em Minas Gerais e no Brasil. A revisão bibliográfica também aborda os temas qualidade da água, sedimentos e da ictiofauna e a legislação existente a respeito desses assuntos.

No Capítulo 3 é apresentada a metodologia utilizada no trabalho, incluindo a caracterização da área de estudo, as técnicas utilizadas para amostragem de amostras, as técnicas analíticas utilizadas nas análises laboratoriais e a descrição do tratamento estatístico utilizados nos resultados.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados obtidos e estes são discutidos.

No Capítulo 5 é apresentada a conclusão feita com base nos resultados obtidos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Resíduos Sólidos

Segundo dados do Panorama de resíduos sólidos no Brasil dos anos de 2009 e 2010, produzidos pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2009, 2010), a geração de RSU no Brasil vem tendo um crescimento expressivo nos últimos anos, tanto na quantidade total, quanto na quantidade *per capita* (Figuras 1 e 2).

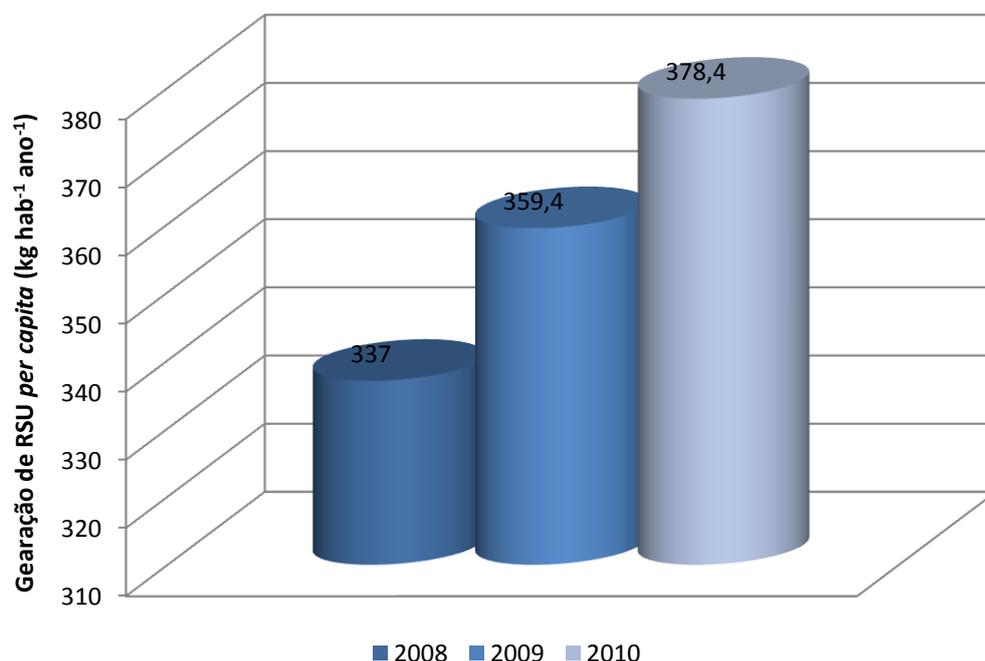


Figura 1 - Geração de RSU *per capita* no Brasil em 2008, 2009 e 2010.

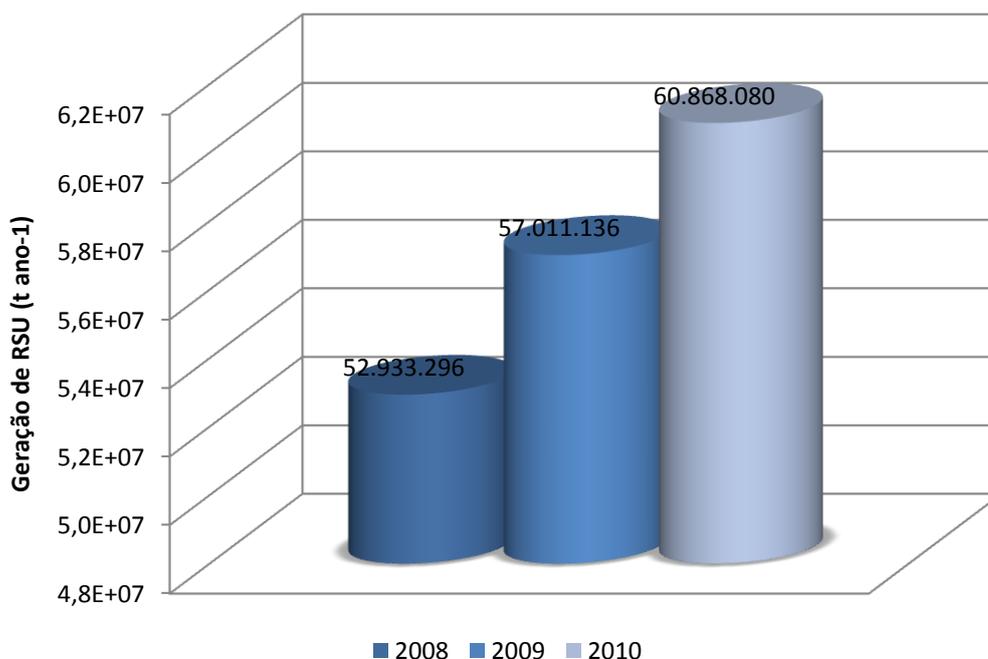


Figura 2 - Geração de RSU no Brasil em 2008, 2009 e 2010.

2.2. Disposição Final de RSU

A disposição final de RSU, apesar de ser um dos principais aspectos do saneamento das grandes cidades, na maioria das vezes ainda permanece um problema sem solução. A coleta, o transporte e a disposição final dos RSU são serviços vinculados às administrações públicas. Neste contexto, um grande desafio enfrentado pelas prefeituras é encontrar locais adequados para a disposição final, uma vez que áreas disponíveis adequadas estão cada vez mais escassas e distantes dos centros de geração, elevando os custos desses serviços. Dessa maneira, áreas sem nenhuma avaliação preliminar criteriosa têm sido adotadas como solução (SISINNO & MOREIRA, 1996).

A Deliberação Normativa 118/2008 do COPAM (2008), que estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no Estado de Minas Gerais define as diversas técnicas de disposição dos resíduos no solo da seguinte maneira:

Dentre as técnicas de disposição de RSU no solo, o lixão é a mais prejudicial ao homem e ao meio ambiente (BELI, 2005). O aterro controlado é preferível ao

lixão, mas ainda não é uma técnica considerada adequada, por isso não é passível de licenciamento ambiental.

No ano de 2010 a disposição de RSU no Brasil ocorreu da seguinte maneira: 57,6% foram destinados a aterros sanitários, 24,3% a aterros controlados e 18,1% a lixões (ABRELPE, 2010). Houve uma pequena evolução percentual em relação ao ano de 2009 (Figura 3). No entanto, a quantidade de RSU destinada a lixões teve um aumento de 332 toneladas por dia no período considerado.



Figura 3 - Disposição de RSU no Brasil em 2009 e 2010.

Fonte: Adaptado de Abrelpe (2010).

Apesar dos esforços empreendidos pelos governos, a disposição inadequada de RSU está presente em todas as regiões e em todos os estados do país. No Estado de Minas Gerais a disposição final dos RSU ocorre com 63,1% destinados a aterros sanitários, 19,5% a aterros controlados e 17,4% a lixões. Assim como no Brasil, Minas em 2010 também aumentou a porcentagem de RSU destinados a aterros sanitários em relação ao ano de 2009 (Figura 4).

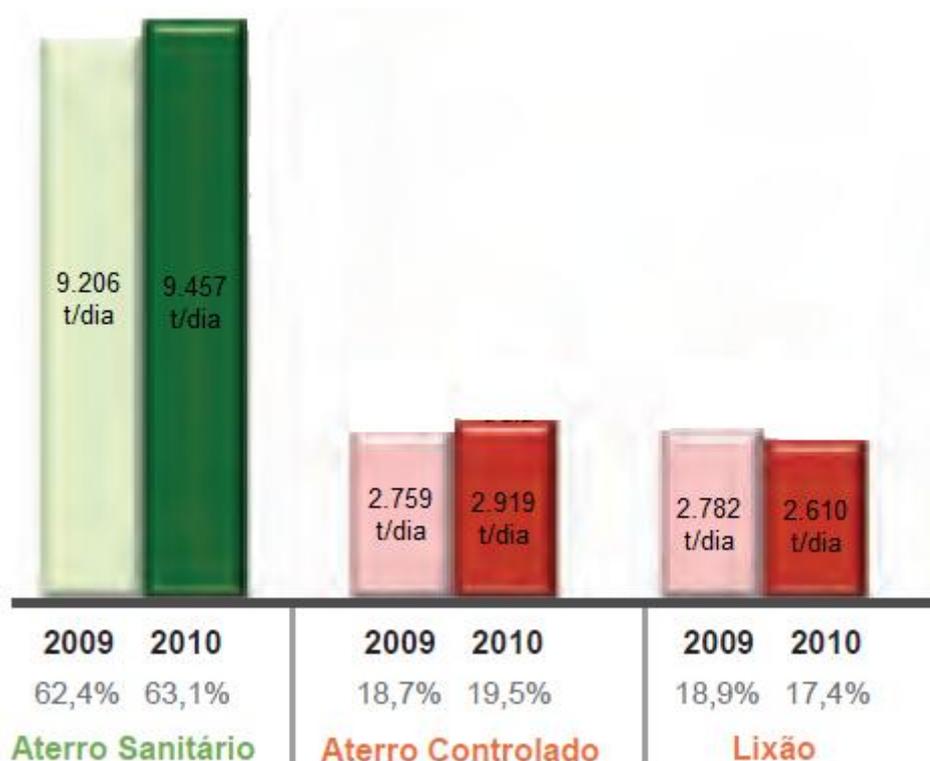


Figura 4 - Disposição final de RSU no Estado de Minas Gerais em 2009 e 2010.

Fonte: Adaptado de Abrelpe (2010)

2.3. Impactos ambientais de depósitos de RSU

As áreas destinadas à disposição de resíduos sólidos, sem a infra-estrutura adequada de controle ambiental, têm sua utilização futura comprometida e são responsáveis pela degradação ambiental das regiões sob a sua influência (SISINNO & MOREIRA, 1996).

Dentre os impactos ambientais causados pela disposição de RSU em lixões destacam-se a poluição de águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar, além da proliferação de vetores causadores de várias doenças, como salmonelose, disenterias, leptospirose, entre outras (SISINNO & MOREIRA, 1996; CARVALHO et al., 2007; MEDEIROS et al., 2008a). Outros impactos causados por lixões são desvalorização a de imóveis nas proximidades da área, os problemas socioeconômicos relacionados com a presença de catadores, a poluição visual e geração de odores desagradáveis (CARVALHO et al., 2007).

As áreas de despejo não podem ser consideradas como ponto final para muitas das substâncias contidas nos RSU (SISINNO & MOREIRA, 1996). Com a degradação da matéria orgânica presente nos RSU ocorre a geração do lixiviado, um líquido escuro, de composição complexa e altamente poluente. As águas pluviais infiltradas na massa de resíduos se misturam ao lixiviado, gerando o que se denomina de “lixiviado” (GUTIERREZ et al., 2010). O lixiviado pode tanto escoar superficialmente e atingir coleções hídricas superficiais, como infiltrar no solo e atingir águas subterrâneas, comprometendo a qualidade da água e, portanto, seus usos (SISINNO & MOREIRA, 1996).

A degradação anaeróbia da fração orgânica dos RSU gera também o biogás, uma mistura gasosa formada principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), em média em partes iguais (CETESB, 2006). A emissão de biogás contribui para o efeito estufa, pois tanto CH_4 quanto CO_2 são gases geradores de efeito estufa. Além disso, há ainda dezenas de outras substâncias presentes no biogás, como por exemplo, o gás sulfídrico (H_2S), um dos responsáveis pelo mau cheiro (CETESB, 2006).

Santos et al. (2008) avaliaram a qualidade da água superficial, durante um ano, em três represas e em três pontos de um ribeirão, localizados nas proximidades do Aterro Sanitário de Cuiabá. Os corpos d'água foram classificados como classe 2 da Resolução CONAMA 357/05. Nesse estudo foram observadas concentrações de DBO variando de 1 a 63 mg L^{-1} de O_2 , e de DQO variando de 3 a 199 mg L^{-1} de O_2 nas represas, sendo que os valores mais elevados ocorreram na represa mais próxima, que distava 10 metros de uma das células do aterro. No ribeirão, a concentração de DBO variou de 1 a 155 mg L^{-1} de O_2 , e de DQO variou de 3 a 291 mg L^{-1} de O_2 , os maiores valores corresponderam ao ponto mais próximo ao local de lançamento de efluentes tratados do aterro. Da mesma forma, e com maior magnitude, Sisinnno & Moreira (1996) encontraram DBO de 2.800 $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e DQO de 5.200 mg L^{-1} de O_2 , no córrego Mata-Paca, localizado na área de influência de um aterro controlado em Niterói – RJ. Por outro lado, Medeiros et al. (2008b) avaliaram a qualidade da água de um córrego próximo ao lixão do município de Vargem Grande do Sul – SP. O córrego foi classificado como classe 2 da Resolução CONAMA 357/05. Estes autores verificaram DQO de 12 mg L^{-1} de O_2 , sendo que, essa mesma concentração foi encontrada na nascente a montante do depósito,

indicando que o córrego não estava sendo impactado com matéria orgânica pelo lixão.

Apesar das elevadas concentrações de DBO e DQO encontradas por Santos et al. (2008), em todas as datas e em todos os pontos de amostragem, foram observados valores de oxigênio dissolvido (OD) considerados adequados pela legislação, ou seja, acima de 5 mg L⁻¹. Neste caso, certamente, o ribeirão e as represas apresentavam mecanismos naturais de oxigenação ou aeração. Já Medeiros et al. (2008b), apesar de terem observado concentrações baixas de DQO, constataram que a concentração de OD não atingiu o mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

Com relação ao pH da água nos pontos amostrados por Santos et al. (2008) foram observados valores sempre em conformidade com os limites da Resolução CONAMA 357/05, porém houve um aumento brusco após o ponto de lançamento do efluente tratado. Avaliando a qualidade ambiental do aterro sanitário da cidade de Manaus- AM, Santana & Barroncas (2007), também verificaram elevação do pH das águas nas áreas que estavam sob influência do aterro sanitário.

Medeiros et al. (2008a), realizando o diagnóstico da qualidade da água de três corpos d'água próximos ao lixão de Engenheiro Coelho – SP, observaram ausência de coliformes termotolerantes em todas as amostras analisadas. Nas análises de coliformes totais encontraram 4,6 x 10⁴ NMP 100 mL⁻¹, no ponto que apresentava maior influência do lixão.

Beli et al. (2005), avaliando a área do lixão de Espírito Santo do Pinhal – SP, desativado há quatro anos, observaram no corpo d'água à jusante a presença de coliformes termotolerantes, inferiores a 7,0 x 10² NMP 100 mL⁻¹, e de coliformes totais, na mesma proporção, inferiores a 7,0 x 10² NMP 100 mL⁻¹. No entanto, a presença de coliformes totais e coliformes termotolerantes não indicam necessariamente contaminação fecal da água, pois existem espécies de vida livre dentro dos dois grupos.

O melhor indicador de contaminação microbiológica da água é a presença da espécie *Escherichia coli* (*E. coli*), que habita exclusivamente o trato intestinal de animais homeotérmicos. (VON SPERLING, 2005). Mas, não existem muitos trabalhos do gênero adotando *E. coli* como indicador.

No trabalho realizado por Santos et al. (2008) foi observada, em todos os pontos de monitoramento no ribeirão, a presença de *E. coli*, apresentando maiores populações no período chuvoso, chegando a atingir 10^5 NMP 100 mL^{-1} no ponto do ribeirão que se localiza mais próximo ao recebimento de efluente tratado do aterro. Já no período de seca os autores verificaram menor presença de *E. coli* neste ponto, $1,6 \times 10$ NMP 100 mL^{-1} .

Quanto à presença de ânions inorgânicos em corpos d' água próximos à depósitos de RSU, Santos et al. (2008) observaram baixas concentrações de fósforo nos pontos amostrados, sendo $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ a maior delas. No mesmo trabalho, foram verificadas concentrações elevadas de nitrato no ponto logo após o lançamento de efluente, sendo 14 mg L^{-1} a maior; já no ponto de monitoramento a montante, as concentrações foram de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$, nas duas avaliações realizadas, o que comprova que o efluente do aterro estava causando esse aporte na água. Medeiros et al. (2008b) encontraram baixas concentrações de nitrato e nitrogênio amoniacal na água do córrego estudado, $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente.

Sisinno & Moreira (1996) não detectaram a presença de sulfato nas amostras analisadas, e acreditam que isso possa indicar uma condição redutora do ambiente.

Em relação à presença de metais traço, Santos et al. (2008) verificaram concentrações de chumbo de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ nas duas coletas realizadas, mesmo valor do limite da classe 2 da Resolução CONAMA 357/05 para esse elemento. Já os metais níquel, cobre, zinco e cromo não foram detectados nas análises desse mesmo trabalho. Sisinno & Moreira (1996) encontraram concentrações elevadas dos parâmetros ferro dissolvido ($6,4 \text{ mg L}^{-1}$) e zinco total ($0,23 \text{ mg L}^{-1}$) em uma coleta e dos parâmetros níquel total ($0,073 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,12 \text{ mg L}^{-1}$) e manganês total ($5,1 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,7 \text{ mg L}^{-1}$) em duas coletas. A presença de cádmio, cobre e chumbo não foi detectada nesse estudo. A concentração de cromo na primeira coleta foi $0,035 \text{ mg L}^{-1}$ e sua presença não foi detectada na segunda coleta. Os autores julgaram que as baixas concentrações dos íons metálicos encontradas podem ser atribuídas à baixa solubilidade de vários destes metais nas condições prevalentes – pH alcalino, elevado teor de matéria orgânica, redução de sulfato.

Santana & Barroncas (2007), estudando a área do aterro sanitário de Manaus encontraram concentrações elevadas de metais traço na água em alguns pontos de amostragem. Foram observadas as maiores concentrações de zinco e cromo nos

pontos dentro do aterro sanitário, sendo estas $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente. Foram verificadas elevadas concentrações de ferro em todos os pontos de amostragem, com variação de $0,31$ a 3 mg L^{-1} . As concentrações de cobre nos pontos impactados pelo aterro se mantiveram as mesmas dos pontos não impactados. Os mesmo autores, analisando a fração menor que $0,053 \text{ mm}$ dos sedimentos dos pontos amostrados, encontraram os seguintes metais traço: Zn (46 mg kg^{-1} a 433 mg kg^{-1}), Ni (38 mg kg^{-1} a 336 mg kg^{-1}), Cr ($< 0,078 \text{ mg kg}^{-1}$ a 233 mg kg^{-1}), Fe (2743 mg kg^{-1} a 11326 mg kg^{-1}), Pb ($< 0,45 \text{ mg kg}^{-1}$ a 420 mg kg^{-1}) e Cu (172 mg kg^{-1} a 1919 mg kg^{-1}) e Mn (34 mg kg^{-1} a 746 mg kg^{-1}), sendo que as maiores concentrações foram observadas, na maioria das vezes, em um ponto localizado a 1 Km da descarga de lixiviado.

Sisinno & Moreira (1996) encontraram baixas concentrações de metais nos sedimentos do Córrego Mata-Paca, próximo ao aterro controlado de Niterói, sendo que as concentrações observadas foram: Cd ($0,2 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($30,1 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($5,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Fe ($38.633,3 \text{ mg kg}^{-1}$), Mn ($216,6 \text{ mg kg}^{-1}$), Ni ($7,0 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($70,3 \text{ mg kg}^{-1}$) Zn ($114,0 \text{ mg kg}^{-1}$). Os valores elevados das concentrações de Fe e Mn foram considerados influência do solo da região. No mesmo, trabalho foi analisado o sedimento da vala do aterro, com as seguintes concentrações: Cd ($0,33 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($43,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($58,0 \text{ mg kg}^{-1}$), Fe ($34.243,3 \text{ mg kg}^{-1}$), Mn ($128,6 \text{ mg kg}^{-1}$), Ni ($9,0 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($142,0 \text{ mg kg}^{-1}$) Zn ($270,6 \text{ mg kg}^{-1}$), evidenciando concentrações muito superiores às do córrego.

Analisando o lixiviado do lixão de Vargem Grande do Sul – SP, Medeiros et al. (2008b) encontraram concentração de NH_3 de 230 mg L^{-1} . Já Brito-Pelegriani et al. (2007) encontraram concentrações superiores no lixiviado do aterro sanitário da cidade Limeira – SP, com valores variando de 425 a 460 mg L^{-1} . Kumar & Alappat (2005) avaliaram a qualidade dos lixiviado de dois aterros sanitários ativos em Hong Kong e, verificaram concentrações de nitrogênio Kjeldahl total de 3.800 e 11.000 mg L^{-1} e, de NH_3 de 3.000 e 11.000 mg L^{-1} .

No mesmo estudo, Medeiros et al. (2008b) encontraram concentração de NO_3^- de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, que se encontra dentro da faixa de concentração de $0,25$ a $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ encontrada por Brito-Pelegriani et al. (2007). Além disso, Brito-Pelegriani et al. (2007) avaliaram a presença de NO_2^- , encontrando concentrações variando de $0,1$ a $0,8 \text{ mg L}^{-1}$.

Sisinno & Moreira (1996) caracterizaram o lixiviado do aterro controlado do Morro do Céu em Niterói-RJ e encontraram valores de DBO de 4.000 mg L⁻¹ e DQO de 11.500 mg L⁻¹. Medeiros et al. (2008b) também encontraram elevada concentração de DQO, 12.900 mg L⁻¹. Já Pacheco & Peralta-Zamora (2004), avaliando a composição físico-química do lixiviado do aterro de Cachimba, na região metropolitana de Curitiba – PR, verificaram DQO de 4.500 mg L⁻¹. Cintra et al. (2002) avaliaram a qualidade do lixiviado do aterro controlado de Bauru – SP semanalmente durante seis meses e encontraram DBO variando de 1.050 a 18.320 mg L⁻¹, e DQO variando de 3.940 a 29.920 mg L⁻¹, sendo que os valores mais elevados ocorreram no período mais chuvoso. Kumar & Alappat (2005) encontraram DBO de 5.000 mg L⁻¹ nos dois aterros avaliados e, DQO de 13.000 e 30.000 mg L⁻¹.

Kumar & Alappat (2005) detectaram pH variando de 6,2 a 8,9 no lixiviado de um dos aterros e, 6,8 a 9,1 no outro. Brito-Pelegriani et al. (2007) observaram valores de pH variando de 7,1 à 7,9, indicando uma tendência alcalina do lixiviado. Da mesma forma Pacheco & Peralta-Zamora (2004) verificaram pH de 8,5 no lixiviado avaliado e, Sisinno & Moreira (1996) pH igual a 8,0. Valores de pH alcalino no lixiviado estão associados à terceira fase da decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente nos RSU, em que ácidos orgânicos são convertidos a metano, dióxido de carbono e água, ocorrendo elevação do pH do meio. Indica também, que o RSU está em estado avançado de decomposição, pois esta é a última fase do processo de decomposição anaeróbia (CHRISTENSEN et al., 2001).

Kumar & Alappat (2005) encontraram concentrações muito elevadas de cloreto nos lixiviados avaliados, 3.600 e 30.000 mg L⁻¹. Pacheco & Peralta-Zamora (2004) encontraram concentração de cloreto menos expressiva, 270,8 mg L⁻¹, enquanto Sisinno & Moreira (1996) observaram concentração ainda menor, 42 mg L⁻¹. Da mesma forma, Brito-Pelegriani et al. (2007) verificaram condutividade elétrica (CE) variando de 12.000 a 14.000 µS cm⁻¹ e Sisinno & Moreira (1996) observaram CE de 6,20 µS cm⁻¹. Cintra et al. (2002) também encontraram elevados valores de CE, com variação de 5.030 a 20.700 µS cm⁻¹.

No trabalho de Kumar & Alappat (2005) as concentrações de cobre detectadas foram 0,3 e 1,0 mg L⁻¹, de níquel 0,25 e 0,15 mg L⁻¹, de chumbo 0,3 e 0,1 mg L⁻¹, de zinco 1,0 e 2,2 mg L⁻¹, de cromo foram 4,0 e 0,3 mg L⁻¹ e, não foi encontrado arsênio nem cianeto no lixiviado de nenhum dos dois aterros estudados.

2.4. Legislação

2.4.1. Resíduos Sólidos

Até o ano de 2010 o Brasil não dispunha de nenhuma legislação que tratasse da questão dos resíduos sólidos de forma ampla. Após vinte e um anos de tramitação no Congresso Nacional, em agosto de 2010 foi sancionada, pelo Presidente da República, a Lei nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (ABES, 2010). Esta Lei representa um moderno e inovador instrumento de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos (FIEMG, 2010).

Anteriormente, a questão dos resíduos sólidos havia sido abordada superficialmente pela Lei nº 11.445/07, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Havia ainda Resoluções CONAMA com o tema “Gestão de resíduos e produtos perigosos”, abordando a questão de forma fragmentada.

A PNRS valoriza as iniciativas de gestão compartilhada das soluções para RS, estimula a cooperação técnico-financeira entre os poderes federal, estadual e municipal e estabelece a responsabilidade compartilhada entre governo, indústria, comércio e consumidores sobre os resíduos. Além disso, institui a logística reversa e organiza a coleta seletiva e a reciclagem de RS (ABES, 2010).

Na gestão e no gerenciamento dos resíduos a PNRS estabelece a seguinte ordem de prioridades: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Outro avanço da PNRS foi determinar que a disposição final ambientalmente adequada deverá ser implantada em até quatro anos após sua publicação, ou seja, os lixões deverão ser erradicados do país até o ano de 2014.

No Estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa (DN) COPAM nº 52/2001 convocou todos os municípios com população urbana superior a cinquenta mil habitantes a licenciarem sistemas adequados de destinação final de RSU, uma vez que apenas 53 municípios mineiros geravam aproximadamente 50% do RSU produzido no Estado. O prazo estabelecido para formalização do processo de Licença de Operação foi dezembro de 2005 (MINAS GERAIS, 2001).

Além disso, a DN define requisitos mínimos a serem implantados nas áreas de disposição final de RSU de todos os municípios do Estado visando à minimização dos impactos ambientais até que seja implantado, através de respectivo licenciamento, sistema adequado de disposição final de RSU.

Com objetivo de prover apoio técnico aos municípios no atendimento às normas de gestão adequada de RSU definidas pelo Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) criou em 2003 o programa Minas sem Lixões. O programa tem como metas, até o final de 2011, a erradicação de lixões em 80% dos municípios de MG e atender 60% da população urbana do Estado com sistema de tratamento e/ou disposição final adequada de RSU (FEAM, 2011).

Vários dos principais marcos regulatórios posteriores à DN nº52/2001 procuraram ampliar prazos para o atendimento pelos municípios das condições impostas (FREIRE, 2009).

No ano de 2004 foi publicada a DN nº 75, que convocou os municípios mineiros com população urbana entre trinta e cinquenta mil habitantes ao licenciamento ambiental de sistema adequado de destinação final de RSU. O prazo para formalização do processo de licença de instalação foi abril de 2006 e do processo de licença de operação abril de 2007. Além disso, a DN nº 75/2004 também estabeleceu novos prazos para o cumprimento da DN nº 52/01 (MINAS GERAIS, 2004).

Em 2005, os prazos para que municípios com população até 50.000 habitantes licenciassem seu sistema adequado de destinação final de RSU foram prorrogados pela DN nº 81/2005. E em 2006 foram novamente prorrogados pela DN nº 105/2006 (MINAS GERAIS, 2005, 2006).

A implantação da política de tratamento de RSU no Estado após a vigência da DN nº 52/2001 e a criação do Programa Minas sem Lixões, obteve êxito significativo, em que a população urbana do Estado atendida com sistemas tecnicamente adequados e devidamente licenciados para disposição final de resíduos sólidos urbanos dobrou no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2006. Dessa maneira, foi criada a DN nº 126/2008 convocando os municípios mineiros com população urbana entre vinte e trinta mil habitantes ao licenciamento ambiental de sistemas adequados de tratamento ou destinação final de resíduos sólidos urbanos. Foi

estabelecido o prazo de 30 de agosto de 2009 para ser formalizado o processo de Licença de Instalação e de 30 de setembro de 2010 para ser formalizado o processo de Licença de Operação (MINAS GERAIS, 2008d).

Em 2008, foi publicada a Deliberação Normativa nº 118, que aprimora os requisitos mínimos a serem atendidos pelos depósitos de RSU até que um sistema adequado de disposição final seja implantado e estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final no Estado (MINAS GERAIS, 2008b). Foi publicada, também em 2008, a Deliberação Normativa nº 119, que reiterou a convocação dos municípios com populações acima de 30.000 habitantes a formalizarem o processo de licenciamento ambiental para sistema de tratamento e/ou disposição final de RSU (MINAS GERAIS, 2008c).

No ano seguinte, 2009, foi publicada a Política Estadual de Resíduos Sólidos (PERS), através da Lei nº 18.031, e regulamentada pelo Decreto nº 45.181, de 25 de setembro de 2009. A PERS apresenta princípios e objetivos similares à PNRS e continua adotando a mesma linha de atuação que o Estado apresentou nas Deliberações Normativas anteriormente apresentadas, estimulando a disposição ambientalmente adequada de RS e proibindo formas de disposição final que coloquem em risco o meio ambiente e a saúde pública. As maiores inovações foram a criação do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e a implantação da logística reversa (FIEMG, 2009).

2.4.2. Recursos hídricos, sedimentos e ictiofauna

De acordo com Andrade (2010), a legislação ambiental brasileira que dispõe especificamente sobre recursos hídricos é marcada pelo Decreto nº 24.643 de 10 de julho de 1934, que aprova o Código de Águas Brasileiro, estabelecendo o regime jurídico das águas no Brasil. O Código abordou temas como uso múltiplo das águas, poluição das águas, formação de consórcio de usuários, prioridades para aproveitamento, pagamento pelo uso das águas, outorga de direito de uso, critérios de outorga, entre outros, mostrando-se com uma surpreendente visão de futuro.

A Constituição Federal de 1988 fez pequenas modificações no Código de Águas, como por exemplo, extinguiu o domínio privado da água. Com o caráter

público dos corpos d'água, Estados e União podem criar seus sistemas de gestão (ANDRADE, 2010).

Em 1997, foi publicada a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH) (BRASIL, 1997). A PNRH reconhece a água como um bem finito, vulnerável e dotado de valor econômico. A gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos e a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão são outros pontos fundamentais da lei.

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes é um dos instrumentos da PNRH, que visa assegurar qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Nesse contexto, foi publicada em 2005 a Resolução CONAMA nº 357, que dá diretrizes ambientais para o enquadramento de corpos de água e dispõe sobre a classificação dos mesmos, assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005).

No Estado de Minas Gerais, foi instituída no ano de 1999, a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), por meio da Lei nº 13.199, que visa a assegurar o controle, pelos usuários atuais e futuros, do uso da água e de sua utilização em quantidade, qualidade e regime satisfatórios. O enquadramento dos corpos de água em classes também é um instrumento da PERH (MINAS GERAIS, 1999). Dessa maneira, em maio de 2008 foi aprovada a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (MINAS GERAIS, 2008a).

Com relação aos sedimentos, a Resolução CONAMA 344/2004 estabelece diretrizes gerais e procedimentos mínimos para avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras (BRASIL, 2004). Esta foi a primeira legislação de âmbito nacional a abordar a qualidade dos sedimentos quanto à presença de substâncias químicas. Nela são definidos critérios de qualidade a partir de dois níveis:

- “Nível 1: limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, e
- Nível 2: limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota.”

Os valores orientadores adotados pela Resolução CONAMA 344/04 teve como referência publicações oficiais canadenses e norte-americanas.

Quanto à contaminação da ictiofauna, a Portaria n^o 685, de 27 de agosto de 1998 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece limite máximo de contaminantes químicos em alimentos. Nela são estabelecidos valores máximos de arsênio, chumbo, cádmio e mercúrio em peixes e produtos de pesca (BRASIL, 1998).

2.5. Qualidade da água

A água, devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas, incorpora diversas impurezas, que definem sua qualidade. A qualidade da água é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica em que está inserida. Em contraposição à qualidade existente de uma determinada água, tem-se a qualidade desejável para esta água, que será função dos usos previstos para ela (SPERLING, 2005).

Conforme citado, o instrumento estabelecido pela PNRH para assegurar a qualidade da água compatível com os usos mais exigentes é o enquadramento em classes de qualidade. No presente trabalho, é considerada a Resolução CONAMA n^o 357/05 como referência de padrão de qualidade desejável para a água.

Nesta Resolução são estabelecidas cinco classes de qualidade de água doce, sendo que para cada uma é estabelecido um conjunto de condições e padrões de qualidade necessária ao atendimento dos usos preponderantes atuais e futuros. Os padrões consistem em valores limites de parâmetros da qualidade da água, que são substâncias ou outros indicadores representativos.

2.6. Qualidade de sedimentos

Sedimentos são produtos da alteração de uma rocha preexistente que sofreram transporte e posterior deposição, quando diminui a energia do fluido que o transporta. São compostos de partículas minerais e orgânicas e frequentemente apresentam granulação fina (RAMOS, 2005).

Os sedimentos desempenham importante papel na avaliação da poluição em corpos de água, pois refletem a qualidade atual do sistema aquático e podem ser usados para detectar a presença de contaminantes que não estão solúveis na água (ALLOWAY & AYRES, 1994). Dessa maneira, nos últimos anos, esse material tem sido muito utilizado para a avaliação da poluição por metais em corpos de águas naturais, uma vez que funciona como compartimento concentrador para esses poluentes (RAMOS, 2005).

Leite (2002) ressalta ainda que os sedimentos contaminados por metais são potencialmente vulneráveis, uma vez que os metais anteriormente imobilizados podem ser novamente liberados para a coluna d'água, como resultado de alterações químicas no ambiente aquático, como variação do pH, do potencial redox, ou pela presença de quelantes orgânicos.

De acordo com Langmuir et al. (2004), os metais em ambientes aquáticos chegam aos sedimentos basicamente por dois mecanismos:

- Complexação: a forma dissolvida do metal se associa a um ligante, orgânico ou inorgânico, formando partículas sólidas, que podem precipitar, se incorporando ao sedimento ou;
- Adsorção em partículas sólidas suspensas: o metal dissolvido é adsorvido na superfície de partículas suspensas na coluna d'água, e se precipita.

2.7. Contaminação da ictiofauna

Os metais, quando presentes nos corpos hídricos em suas formas biodisponíveis atingem facilmente a ictiofauna, a partir da cadeia alimentar ou sendo captada pelo epitélio das brânquias (CONNELL, 2005). As formas solúveis e iônicas

dos metais apresentam maior biodisponibilidade que as demais (SALOMONS & FORSTNER, 1984 apud COSTA, 2009).

Alguns metais são necessários em pequenas quantidades à maioria dos organismos vivos para um desenvolvimento normal e saudável, mas quando em excesso, apresentam efeitos tóxicos. Esses são considerados elementos essenciais e têm como exemplos o cobre (Cu), o manganês (Mn), o ferro (Fe) e o zinco (Zn). Existem também metais que não apresentam funções bioquímicas conhecidas nos organismos vivos, são chamados de elementos não-essenciais e causam efeitos tóxicos quando em concentrações superiores ao limite de tolerância de cada organismo. Esse grupo inclui o arsênio (As), o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg), entre outros elementos (ALLOWAY & AYRES, 1994).

De acordo com Connell (2005), os organismos aquáticos apresentam a capacidade de regular concentrações anormais de substâncias em seus corpos, mas isso ocorre mais comumente com elementos essenciais do que com elementos não-essenciais. Além disso, há um limite na quantidade de metal que os organismos podem excretar, acima do qual ocorre acumulação nos tecidos do corpo. No caso dos peixes, o acúmulo ocorre principalmente nos músculos e nas vísceras abdominais, como fígado e trato gastrointestinal (BJERREGAARD & ANDERSEN apud PORTO & ETHUR, 2009). Segundo Teles et al. (2008), mesmo quando a água possui concentrações desses elementos abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, pode ocorrer sua acumulação nos organismos aquáticos. Além disso, os organismos aquáticos podem concentrar esses metais em várias ordens de grandeza acima das concentrações encontradas na coluna d'água (KEHRIG et al., 2005).

Com a acumulação desses elementos nos organismos aquáticos, pode ocorrer a transferência trófica dos mesmos ao longo da cadeia alimentar, sendo esse mecanismo a principal via de exportação desses elementos do ambiente aquático para o terrestre, podendo chegar até o homem (KEHRIG et al., 2005).

Não foram encontrados trabalhos relacionando diretamente a presença de metais na ictiofauna e a presença de depósitos de RSU.

Asuquo et al. (2004) avaliaram a presença de metais em peixes de um rio na Nigéria e encontraram teores de cádmio nos tecidos variando de 0,18 a 0,8 mg kg⁻¹, e de chumbo variando de 3,0 a 10,0 mg kg⁻¹.

A contaminação de Cd nos peixes não foi considerada significativa, no entanto, todos os peixes analisados tinham teores de Pb superiores a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, recomendado pela Organização Mundial de Saúde. A contaminação da área foi atribuída pelos autores a esgotos domésticos e a lixões de RSU.

Teles et al. (2008) estudaram a contaminação do músculo de peixes por elementos traço em uma área à jusante de uma Pequena Central Hidrelétrica e, não encontraram contaminação de cádmio em nenhum dos espécimes avaliados. No entanto, encontraram teores de chumbo bem próximos ao limite de $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ estabelecido pela Portaria N°685/98 da Anvisa. Os autores verificaram nos espécimes detritívoros média de $1,76 \text{ mg kg}^{-1}$ de chumbo e, nos espécimes herbívoros $1,71 \text{ mg kg}^{-1}$ de chumbo. Em uma das espécies detritívoras avaliadas, o teor de Pb estava acima ao permitido pela legislação.

2.8. Parâmetros de qualidade da água, de sedimentos e da ictiofauna

Serão apresentados a seguir os significados dos diversos parâmetros de qualidade da água, de sedimentos e da ictiofauna avaliados no presente trabalho.

2.8.1. Temperatura

As variações de temperatura são parte do regime climático normal de corpos d'água naturais, que apresentam variações diurnas e sazonais, bem como estratificação vertical. Assim, a temperatura é influenciada pelo período do dia, pela estação do ano, pela profundidade no corpo d'água, além de ser influenciada também pela latitude e pela altitude (CETESB, 1996).

De acordo com Sperling (2005) elevações na temperatura aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas (na faixa usual de temperatura) e, diminuem a solubilidade dos gases na água.

2.8.2. Condutividade elétrica

Condutividade elétrica (CE) é uma medida da habilidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica. Essa habilidade depende da presença de íons, da sua concentração total, mobilidade e valência, e da temperatura. Soluções da maioria dos compostos inorgânicos são relativamente boas condutoras. Por outro lado, moléculas de compostos orgânicos que não se dissociam em solução aquosa não são boas condutoras (APHA, AWWA, WEF , 1998). A CE é sensível à variação de sólidos dissolvidos, que são constituídos em sua maioria de sais minerais (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

Segundo Chapman & Kimstach (1996) a CE da maioria das águas naturais varia de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, podendo exceder $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ em águas poluídas.

2.8.3. Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) é uma importante variável na avaliação da qualidade da água, já que influencia diversos processos químicos e biológicos em um corpo d'água. Em águas não poluídas, o pH é controlado principalmente pelo balanço entre dióxido de carbono (CO_2), íons carbonato e bicarbonato, assim como por outros compostos naturais, como ácidos húmicos e fúlvicos (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

O pH afeta a fisiologia de diversas espécies aquáticas, por isso tem grande influência sobre a vida aquática. Além disso, exerce efeito sobre a solubilidade de vários elementos e compostos, como metais e nutrientes, por exemplo, (CETESB, 1996).

2.8.4. Série de sólidos

Em saneamento, “sólidos” é o termo usado para definir o material que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação de uma

amostra de água, de efluente etc., em temperatura pré-estabelecida durante período fixado (CETESB, 1996).

Sólidos totais equivalem aproximadamente ao conteúdo total de matéria dissolvida e suspensa na água, já que metade dos bicarbonatos (o ânion dominante na maioria das águas) é transformada em CO_2 durante o processo. Sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) correspondem à fração não-filtrável e à filtrável, respectivamente, quando a amostra é submetida à filtração em filtro de porosidade de 0,45 a 2,00 μm . (APHA, AWWA, WEF , 1998; CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma medida aproximada da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em uma amostra de água. É definida como a quantidade de oxigênio requerida por microorganismos aeróbios presentes na amostra para oxidar a matéria orgânica a uma forma inorgânica estável.

A presença de substâncias tóxicas na amostra pode afetar a atividade biológica, levando a reduções na medida da DBO.

Águas não poluídas geralmente apresentam valores de DBO de 2 mg L^{-1} ou menos. Já corpos receptores de águas residuárias podem apresentar valores superiores a 10 mg L^{-1} , principalmente em pontos próximos à descarga (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.6. Demanda Química de Oxigênio

Demanda Química de Oxigênio (DQO) é definida como a quantidade de um agente oxidante específico que reage com a amostra de água sob condições controladas. A quantidade do agente oxidante consumida é expressa em termos de oxigênio equivalente (APHA, AWWA, WEF , 1998). O resultado é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente na amostra.

Na determinação da DQO, é oxidada tanto a fração biodegradável, quanto a fração inerte da matéria orgânica presente na amostra. Dessa maneira, a relação DQO/DBO pode ser usada para se conhecer a biodegradabilidade de uma amostra (SPERLING, 2005).

De acordo com Chapman & Kimstach (1996), a concentração de DQO observada em águas superficiais não poluídas é de 20 mg L⁻¹ ou menos.

2.8.7. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade. Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas (CETESB, 1996).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) em águas naturais varia com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de algas e plantas e com a pressão atmosférica. A solubilidade decresce com o aumento da temperatura e da salinidade (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

O OD é essencial para todos os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio em seus processos respiratórios, podendo acarretar uma redução da sua concentração no meio (SPERLING, 2005). Dessa maneira, a medida da concentração de OD pode ser usada como indicador do grau de poluição por matéria orgânica (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.8. Cloreto

Cloro, na forma do íon cloreto (Cl⁻), é um dos ânions inorgânicos mais comuns em águas naturais e águas residuárias. Pode ser utilizado como indicador da contaminação por esgotos sanitários, já que o cloreto de sódio (NaCl) é um componente comum na dieta humana e passa sem sofrer alterações pelo sistema

digestivo (APHA, AWWA, WEF , 2008). Dessa maneira, pode-se associar a elevação do nível de Cl^- em um rio com o lançamento de esgotos sanitários (CETESB, 1996).

2.8.9. Nitrogênio

O nitrogênio, dentro do seu ciclo na biosfera, se alterna entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, pode ser encontrado na forma de:

- Nitrogênio molecular (N_2), escapando para atmosfera;
- Nitrogênio orgânico, dissolvido ou em suspensão;
- Amônia livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+);
- Nitrito (NO_2^-) ou;
- Nitrato (NO_3^-) (SPERLING, 2005).

As mudanças de formas e estados de oxidação ocorrem por meio de transformações biológicas e não-biológicas. As transformações biológicas consistem em:

- Assimilação de formas inorgânicas (NH_3 e NO_3^-) por plantas e microorganismos;
- Redução do gás nitrogênio (N_2) a amônia e nitrogênio orgânico por microorganismos;
- Oxidação da amônia a nitrato (nitrificação)
- Amonificação de nitrogênio orgânico, e
- Redução do nitrato a óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2) por bactérias em condições anóxicas (desnitrificação).

As transformações não-biológicas incluem volatilização, sorção e sedimentação (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

As fontes de poluição de nitrogênio nas águas naturais são diversas, sendo os despejos domésticos e industriais, dejetos de animais e fertilizantes provenientes de áreas agrícolas as principais (SPERLING, 2005).

2.8.9.1. Amônia

Amônia ocorre em corpos d'água naturais, surgindo da quebra do nitrogênio orgânico e da matéria inorgânica presentes no solo e na água, excretas da biota, redução de nitrogênio gasoso na água por microorganismos e por trocas gasosas com a atmosfera.

Em soluções aquosas, NH_3 existe em equilíbrio com NH_4^+ . Amônia total é a soma dessas duas formas. A amônia também forma complexos com diversos íons metálicos e pode ser adsorvida a colóides, a sedimentos suspensos e a sedimentos do leito. Pode também ser liberada dos sedimentos para a coluna d'água.

A concentração de amônia é dependente da temperatura, do pH e da concentração total de amônia. Perdas consideráveis de NH_3 ocorrem via volatilização com o aumento do pH. Em valores elevados de pH, a amônia predomina na sua forma livre – NH_3 . Altas concentrações de NH_3 são tóxicas à vida aquática e, portanto, prejudiciais ao equilíbrio ecológico de corpos d'água.

A concentração total de amônia medida em águas superficiais é tipicamente menor que $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ de N, mas pode chegar a $2-3 \text{ mg L}^{-1}$ de N. Concentrações superiores podem ser um indicativo de poluição orgânica (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.9.2. Nitrogênio Kjeldahl Total

Analiticamente, nitrogênio orgânico e amônia podem ser determinados juntos e têm sido chamados de “nitrogênio Kjeldahl”, um termo que reflete a técnica utilizada em sua determinação (APHA, AWWA, WEF, 1998).

O nitrogênio orgânico está presente principalmente em aminoácidos e ácidos nucléicos dos seres vivos, e nos produtos de suas transformações bioquímicas, como ácidos húmicos e fúlvicos e uréia. O aumento nas concentrações de nitrogênio orgânico pode indicar poluição do corpo d'água (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.9.3. Nitrito

Nitrito (NO_2^-) é um estado de oxidação intermediário do nitrogênio, tanto na oxidação da amônia a nitrato, quanto na redução do nitrato a amônia (APHA, AWWA, WEF , 1998). Essas reações ocorrem também em águas naturais. Sua concentração em águas é geralmente muito baixa, e raramente é superior a 1 mg L^{-1} de N (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.9.4. Nitrato

Nitrato (NO_3^-) é um nutriente essencial para as plantas aquáticas, por isso flutuações sazonais podem ser observadas, causadas por seu ciclo de vida. Concentrações naturais, que raramente ultrapassam $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de N, podem ser aumentadas por lançamento de esgotos domésticos e industriais e lixiviado de depósitos de RSU. Em áreas rurais, o uso de fertilizantes de nitrato inorgânico pode ser uma fonte significativa. Quando influenciadas por atividades humanas, águas superficiais podem ter concentrações de nitrato superiores a 5 mg L^{-1} de N, mas com freqüência são inferiores a 1 mg L^{-1} de N (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.10. Fósforo Total

Fósforo (P) é um nutriente essencial para organismos vivos e existe em corpos d'água nas formas dissolvidas e particulada. É geralmente um nutriente limitante para o crescimento de algas e, portanto, controla a produtividade primária de um corpo d'água. Fontes naturais de fósforo são principalmente o intemperismo de rochas fosfatadas e a decomposição de matéria orgânica. Esgotos domésticos, principalmente os que contêm detergentes, efluentes industriais, e escoamento superficial de áreas agrícolas fertilizadas contribuem para elevar seus níveis em águas superficiais (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

O fósforo ocorre em águas naturais praticamente só na forma de fosfatos (PO_4^{3-}). Estes são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta

e outros polifosfatos), e fosfatos ligados a compostos orgânicos. Mudanças entre essas formas ocorrem continuamente devido à decomposição e síntese das formas orgânicas e oxidação das formas inorgânicas. Em corpos d'água os fosfatos ocorrem em solução, associados ao material particulado, ao sedimento de fundo, ou no corpo de organismos aquáticos (APHA, AWWA, WEF , 1998).

Os átomos de oxigênio do íon fosfato apresentam alta reatividade com grupos funcionais de colóides inorgânicos do solo (argilominerais e óxidos - OH⁻ monocoordenados com ferro, alumínio e silício, principalmente), em função disso têm alta capacidade de adsorção às partículas do solo e de sedimentos, apresentando baixa mobilidade no perfil do solo (PELLEGRINI, 2005).

Os processos físico-químicos de adsorção e dessorção comandam a dinâmica de disponibilidade do fósforo inorgânico na água. Nos rios, a turbulência da água ressuspende os sedimentos, facilitando a dessorção. Elevação do pH também intensifica a liberação de P dos sedimentos, pois gera o aumento de cargas negativas na superfície de óxidos hidratados e, além disso, ocorre uma competição entre os grupos OH⁻ e H₂PO₄⁻ por sítios de adsorção. Outra condição que favorece a liberação de P dos sedimentos é a anaerobiose, que leva à solubilização de óxidos de ferro e alumínio, diminuindo a capacidade de adsorção de P nos sedimentos. (KOSKI- VÄHÄLÄ & HARTIKAINEN, 2001)

O fósforo raramente é encontrado em altas concentrações em águas naturais, uma vez que é constantemente absorvido pelas plantas. Como resultado disso, pode haver considerável flutuação sazonal de sua concentração em águas superficiais. Na maioria das águas naturais a concentração de fósforo varia de 0,005 a 0,020 mg L⁻¹ de PO₄⁻ (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.11. Fluoreto

Fluoreto (F⁻) se origina do intemperismo de minerais que contêm flúor e atinge as águas naturais pelo escoamento superficial. Emissões líquidas e gasosas de certos processos industriais também podem contribuir com a presença desses íons em corpos d'água.

A mobilidade de F^- na água depende, em larga escala, da concentração do íon cálcio (Ca^{2+}), já que F^- forma compostos de baixa solubilidade com cátions bivalentes. Outros íons que determinam dureza da água podem aumentar a solubilidade do F^- .

A concentração de F^- em águas naturais varia de 0,05 a 100 $mg L^{-1}$, embora, na maioria das situações seja menor que 0,1 $mg L^{-1}$ (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.12. Sulfato

O sulfato (SO_4^{2-}) é um dos íons mais abundantes na natureza. Ocorre em águas naturais em função da dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfetos. Descargas de esgotos domésticos e de efluentes industriais representam as principais fontes antrópicas de sulfato nas águas superficiais (CETESB, 1996).

Apresenta alta solubilidade em água, exceto nas formas de sulfato de chumbo, bário ou de estrôncio, que precipitam. A concentração de SO_4^{2-} em águas naturais geralmente varia de 2 a 80 $mg L^{-1}$ (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

2.8.13. Sulfeto

Sulfeto (S^{2-}) é a forma mais reduzida do enxofre e geralmente está presente em ambientes redutores, como águas subterrâneas. Sua presença comum em águas residuárias vem parcialmente da decomposição da matéria orgânica, e às vezes de efluentes industriais, mas em sua maioria vem da redução bacteriana do sulfato (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.14. Cianeto

Cianeto (CN^-) é o nome dado ao grupo químico formado por carbono e nitrogênio. Compostos de cianeto ocorrem naturalmente e têm também origem

antrópica. Existem mais de 2.000 fontes naturais de cianeto, incluindo várias espécies de artrópodes, insetos, bactérias, algas e plantas. As principais fontes antrópicas de cianeto são o gás cianeto de hidrogênio, e os sólidos cianeto de potássio e de sódio. Por causa de suas propriedades únicas, cianeto é usado na manufatura de metais e numerosos produtos orgânicos, como plásticos, tecidos sintéticos, fertilizantes, herbicidas e produtos farmacêuticos (LOGSDON et al., 1999).

Na maioria das águas naturais o grupo se apresenta como cianeto de hidrogênio (HCN). Em soluções com metais, CN^- pode formar complexos metal-cianeto de estabilidade variável. Muitos cianetos de metais são pouco solúveis ou praticamente insolúveis (CuCN , $\text{Zn}(\text{CN})_2$), mas na presença de cianetos alcalinos, os complexos metálicos de cianeto são altamente solúveis.

O cianeto apresenta grande toxicidade à vida aquática quando na forma de HCN, que é formado pela reação de hidrólise do CN^- com a água (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15. Metais

De acordo com Connel (2005), o termo metal tipicamente descreve elementos que são bons condutores de calor e eletricidade, que têm alta densidade, maleabilidade e elevado caráter eletropositivo. No entanto, alguns elementos possuem uma ou mais dessas características, mas, por não possuírem diferenças suficientes em suas características para classificá-los como metal ou não metal, são chamados de metalóides. Arsênio é um metalóide que é um importante contaminante ambiental. Neste trabalho, será utilizado o termo metal abrangendo também o elemento arsênio.

Metais atingem as águas superficiais a partir de diversas fontes, tanto naturais quanto antrópicas. Em águas naturais, o intemperismo de rochas e partículas de solo, carregadas pelo escoamento superficial, são as fontes mais importantes. Dentre as fontes de origem antrópica que contribuem com a introdução de metais na água superficial estão a mineração, descarga de efluentes domésticos e industriais, e águas de drenagem urbana e agrícola (CONNEL, 2005).

Os metais na água podem ocorrer na forma de íons hidratados, de hidróxidos e podem se ligar a ânions inorgânicos ou a compostos orgânicos formando complexos metálicos. Um caso especial de complexação, em que o ligante se liga em dois ou mais sítios no íon metálico é chamado quelação. Além dessas formas, os metais podem existir na água como compostos organometálicos, apresentando ligações carbono-metal. A solubilidade, propriedades de transporte e efeitos biológicos dessas formas metálicas são muito diferentes das dos metais sozinhos.

Os complexos formados com agentes quelantes apresentam considerável importância na dinâmica aquática dos metais. Em geral, como os agentes quelantes se ligam ao íon metálico em mais de um sítio, quelatos são mais estáveis que complexos com uma única ligação. Assim, a estabilidade tende a aumentar com o aumento de sítios de ligação disponíveis para o agente ligante. Além disto, estruturas de quelatos metálicos se apresentam em várias formas, todas caracterizadas por anéis com várias configurações.

A complexação pode causar mudanças no estado de oxidação do metal e pode torná-lo solúvel ou insolúvel, sendo que a formação de complexos insolúveis retira os íons metálicos da solução. A complexação exerce forte influência na adsorção de metais, na distribuição, transporte, assim como em efeitos bioquímicos, como biodisponibilidade, toxicidade e assimilação por plantas (MANAHAN, 2004).

De acordo com Connel (2005), as espécies de metais presentes na água ficam distribuídos entre a fase aquosa e a fase sólida. Dessa maneira, os metais podem estar presentes na forma solúvel, na forma de colóide ou em suspensão. Em geral, partículas solúveis são menores que 1µm, partículas maiores que 100µm são consideradas em suspensão e, colóides são as partículas de tamanho intermediário.

Íons metálicos, livres ou complexados, dissolvidos podem ser removidos da solução através do contato com a superfície de partículas em suspensão através do fenômeno da adsorção. A subsequente deposição dessas partículas em suspensão leva ao enriquecimento dos sedimentos de fundo por metais (CONNEL, 2005).

Outra forma dos metais atingirem os sedimentos é a co-precipitação, em que o metal é adsorvido à superfície de outra espécie química durante sua precipitação. Metais geralmente são co-precipitados por óxidos hidratados de Fe, Mn e Al. Óxidos de Fe co-precipitam Mn, Ni, Cu e Zn, enquanto, óxidos de Mn co-precipitam Fe, Ni, Zn e Pb. No entanto, carbonatos de cálcio adsorvem grande variedade de metais,

incluindo Mn, Fe e Cd. Já minerais argilosos presentes nos sedimentos são responsáveis pela adsorção e co-precipitação de Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Mn e Fe (ALLOWAYS & AYRES, 1994). Outros responsáveis pelo sequestro de metais para os sedimentos são os sulfetos, principalmente o sulfeto ferroso (FeS). A maioria dos metais traço tem afinidade maior que o Fe^{2+} pelo sulfeto, então, os metais tendem a deslocá-lo deste composto, formando compostos insolúveis (MANAHAN, 2004).

Segundo Manahan (2004), sedimentos e material em suspensão são importantes repositores de metais como Cr, Cd, Cu, Ni e Mn, para a solução. Connell (2005) afirma que o retorno de metais associados ao sedimento e ao material particulado à coluna d'água ocorre sob certas condições. Este processo pode agir como uma fonte significativa de contaminação por metais. Segundo este autor, pelo menos cinco fatores principais controlam a liberação de metais:

- Elevada concentração de sais: as concentrações elevadas os cátions alcalinos e alcalinos terrosos podem competir por sítios de adsorção nas partículas sólidas, deslocando os íons metálicos adsorvidos;
- Alterações no potencial redox: decréscimo na concentração de oxigênio nos sedimentos pode ocorrer devido a fenômenos como eutrofização. Isto resulta em mudança da forma química do metal e, portanto, em mudança de solubilidade. Sob condições redutoras, metais na água intersticial ocorrem na forma de complexos de sulfeto para Cd e Pb; complexos orgânicos para Fe e Ni; complexos de cloreto para Mn; e complexos de hidróxido para Cr. Com o desenvolvimento de condições oxidantes, a solubilidade dos íons metálicos é influenciada por uma mudança gradual de sulfetos metálicos para carbonato-hidróxidos, oxi-hidróxidos, óxidos ou silicatos.
- Mudanças no pH: reduções no pH levam à dissolução de carbonatos e hidróxidos, assim como aumentam a desorção de cátions metálicos devido à competição por íons de hidrogênio.
- Presença de agentes complexantes: o aumento do uso de agentes complexantes naturais e sintéticos pode formar complexos metálicos solúveis e estáveis com metais que seriam adsorvidos às partículas sólidas em sua ausência.
- Transformações bioquímicas: podem acarretar tanto a transferência do metal do sedimento para a fase aquosa, quanto sua assimilação por organismos aquáticos e posterior liberação via produtos de decomposição.

2.8.15.1. Manganês

O metal manganês (Mn) é similar ao ferro em suas propriedades físico-químicas, inclusive, o comportamento químico dos dois elementos na água é similar. Seu teor médio na crosta terrestre é $1,06 \text{ g kg}^{-1}$. Ocorre na natureza normalmente nas valências 2, 4 e 7, e mais raramente 1, 3, 5 e 6. As espécies mais comuns na água são a reduzida Mn^{2+} , mais solúvel, e a oxidada Mn^{4+} , menos solúvel.

O manganês é associado a minerais ferrosos, e ocorre naturalmente em águas superficiais e em solos. É considerado um micronutriente para plantas e animais. Além disso, é amplamente utilizado em ligas de aço, em baterias e em aditivos alimentares (APHA, AWWA, WEF, 1998).

De acordo com a CETESB (1996), o Mn normalmente está presente em quantidades de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ ou menos em águas superficiais naturais, raramente atingindo concentrações de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$.

2.8.15.2. Níquel

O níquel (Ni) aparece na natureza geralmente com a valência 2, e com menos frequência 1, 3 e 4. A espécie mais comum na água é Ni^{2+} . Em ambientes redutores, sulfetos de níquel insolúveis podem ser formados, enquanto, em ambientes aeróbios forma complexos com hidróxidos, carbonatos e ligantes orgânicos.

Segundo Malavolta (2006), o níquel nas plantas superiores, é essencial para a ativação da urease, enzima envolvida no metabolismo do nitrogênio. Sem o níquel, níveis tóxicos de uréia se acumulam, resultando em lesões necróticas.

A crosta terrestre tem em média 75 mg kg^{-1} de Ni. As concentrações de Ni no solo dependem das rochas de origem, sendo que as rochas ígneas ultramáficas tem uma média de 2.000 mg kg^{-1} , as ígneas basálticas 140 mg kg^{-1} , as ígneas graníticas 8 mg kg^{-1} , folhelhos e argilitos 68 mg kg^{-1} , folhelhos pretos 50 mg kg^{-1} , calcários 20 mg kg^{-1} e arenitos 2 mg kg^{-1} . As outras fontes de níquel são os adubos minerais (Malavolta 2006). Concentrações de Ni em águas superficiais naturais podem chegar a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (CETESB, 1996).

O Ni e seus compostos são utilizados em galvanoplastia, na fabricação de aço inoxidável, de baterias Ni-Cd, de moedas, de pigmentos, entre outros usos (CETESB, 1996).

2.8.15.3. Zinco

Zinco (Zn) ocorre na natureza na valência 2. Seu teor médio na crosta terrestre é de 76 mg kg^{-1} , enquanto em solos vai de 25 a 68 mg kg^{-1} (APHA, AWWA, WEF, 1998). Em águas superficiais naturais ocorre em concentrações geralmente abaixo de $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$; e em águas subterrâneas entre 10 e $40 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (CETESB, 2001).

O Zn é utilizado em grande variedade de ligas metálicas, como por exemplo, o bronze. É também utilizado em baterias, em fungicidas, em pigmentos, na galvanização do aço, em protetores solares, desodorantes, xampus, entre outros (CETESB, 1996; APHA, AWWA, WEF, 1998).

Zn é um elemento essencial para plantas e para animais, mas em valores elevados é tóxico para algumas espécies aquáticas (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15.4. Chumbo

O chumbo (Pb) ocorre na natureza com as valências 2 e 4. Na água, é comum ocorrer na forma de Pb^{2+} e na forma de hidróxidos e carbonatos.

Sua concentração média sobre a crosta terrestre é 13 mg kg^{-1} , em solos varia de 2,6 a 25 mg kg^{-1} , em águas correntes superficiais não poluídas é $3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, e em águas subterrâneas geralmente é menor que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

É usado em baterias, munição, canos, pigmentos, inseticidas, ligas metálicas e em soldas. Além disso, foi usado na gasolina por vários anos como agente antidetonante na forma de tetraetilchumbo.

Pb não é um elemento essencial para animais ou para plantas. É tóxico se ingerido e é bioacumulativo (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15.5. Arsênio

O arsênio (As) ocorre nas valências 3 e 5. Sua concentração média na crosta terrestre é de $1,8 \text{ mg kg}^{-1}$, em solos varia de $5,5$ a 13 mg kg^{-1} , em águas superficiais é menor que $2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ e em águas subterrâneas geralmente é menor que $100 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (APHA, AWWA, WEF, 1998).

O As é usado em ligas metálicas com chumbo, em baterias e em munições. Compostos de As são amplamente usados em pesticidas e em preservativos de madeira. Não é um elemento essencial para plantas, mas é micronutriente para várias espécies de animais (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15.6. Ferro

O ferro (Fe) tem valência comum de 2 e 3 (ocasionalmente de 1, 4 e 6). A quantidade média de Fe na crosta terrestre é $62,2 \text{ g kg}^{-1}$, em solos varia de $5,0$ a 43 g kg^{-1} , em águas naturais é de cerca de $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, e em águas subterrâneas de $0,1$ a 10 mg L^{-1} . É um metal comumente encontrado em águas naturais.

O Fe é amplamente utilizado no aço e em outras ligas metálicas.

Na exposição ao ar atmosférico ou outra condição oxidante, íon ferroso (Fe^{2+}) é oxidado a íon férrico (Fe^{3+}) ou pode ser hidrolisado para formar óxido férrico hidratado. Íon férrico não é significativamente solúvel, a não ser que o pH esteja muito baixo (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15.7. Cromo

O cromo (Cr) ocorre em valências de 1 a 6. Sua quantidade média na crosta terrestre é 122 mg kg^{-1} , em solos varia de 11 a 22 mg kg^{-1} (APHA, AWWA, WEF, 1998). A maioria das águas superficiais apresentam concentrações entre 1 e $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de cromo. A concentração do metal na água subterrânea geralmente é menor que $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$.

O Cr é usado em ligas metálicas, estruturas da construção civil, fertilizantes, tintas, pigmentos, curtumes, preservativos para madeira, entre outros usos. Compostos cromados são frequentemente colocados em águas de resfriamento para controle de corrosão (CETESB, 1996). Não é um elemento essencial para plantas, mas é essencial para alguns animais (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.15.8. Cádmio

Quimicamente, o cádmio (Cd) é muito similar ao zinco (Zn), e estes dois metais frequentemente ocorrem juntos em processos geoquímicos. Ambos são encontrados na água no estado de oxidação 2 (MANAHAN, 2004). Sua quantidade média na crosta terrestre é $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$, em solos é de $0,1$ a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (APHA, AWWA, WEF, 1998). Normalmente aparece em concentrações inferiores a $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ em águas não poluídas.

O Cd é usado em galvanoplastias, na produção de pigmentos, em soldas, em equipamentos eletrônicos, em lubrificantes e em acessórios fotográficos. É um metal que se acumula em organismos aquáticos, o que possibilita sua entrada na cadeia alimentar (CETESB, 1996).

2.8.15.9. Cobre

O cobre (Cu) apresenta valências de 1 e 2. A média de concentração de cobre na crosta terrestre é de $0,068 \text{ mg kg}^{-1}$, no solo varia de 9 a 33 mg kg^{-1} , em águas superficiais de 4 a $12 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, e em águas subterrâneas geralmente é menor que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

O Cu é amplamente usado em fios elétricos, em várias ligas metálicas, em pigmentos, utensílios domésticos, encanamentos e na indústria química (APHA, AWWA, WEF, 1998). Na forma de sulfato ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) é usado como algicida.

É um elemento essencial para plantas e animais (CETESB, 1996).

2.8.15.10. Alumínio

O alumínio (Al) tem valência de 3. Sua concentração média na crosta terrestre é 81 g kg^{-1} , em solos varia de 9 a 65 g kg^{-1} , em águas superficiais é $400 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, e em águas subterrâneas geralmente é menor que $0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Ele ocorre na crosta terrestre combinado com sílica e oxigênio em feldspatos, micas e argilominerais (APHA, AWWA, WEF, 1998).

O Al e seus compostos são utilizados no tratamento de água, como aditivo alimentar, na fabricação de latas, telhas, papel alumínio, na indústria farmacêutica etc. (CETESB, 1996).

A ocorrência do Al em águas naturais é controlada pelo pH e pela presença de material finamente particulado. O cátion Al^{3+} predomina em pH menor que 4. Em pH acima da neutralidade, predomina a forma dissolvida $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (APHA, AWWA, WEF, 1998). As concentrações de Al dissolvido em águas com pH neutro variam de $0,001$ a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, mas aumentam para $0,5$ a 1 mg L^{-1} em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. O Al tende a apresentar maiores concentrações em profundidade, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. Se a estratificação e consequente anaerobiose não forem expressivas, o teor de Al diminui no corpo de água como um todo, à medida que se distancia a estação das chuvas. O aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez (CETESB, 1996).

Não é um elemento essencial para plantas e animais e concentrações superiores a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ apresentam risco toxicológico para ambientes marinhos (APHA, AWWA, WEF, 1998).

2.8.16. *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* (*E. coli*) é a principal bactéria do grupo de coliformes termotolerantes, sendo abundante nas fezes de animais homeotérmicos. É encontrada em águas naturais sujeitas a contaminação recente por seres humanos, atividades pecuárias, animais selvagens e pássaros. Pode também ser encontrada em águas contaminadas por esgotos domésticos. A *E. coli* é usada como indicador

de contaminação fecal e, diferentemente dos coliformes totais e termotolerantes, é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal (SPERLING, 2005).

2.8.17. Toxicidade crônica

A toxicidade crônica de um corpo d'água é determinada a partir de ensaios ecotoxicológicos, que consistem na determinação de efeitos tóxicos causados pela interação das substâncias presentes na amostra analisada, sendo os efeitos detectados por respostas fisiológicas de organismos aquáticos.

Os efeitos crônicos são mais sutis, e são detectados em prolongados períodos de exposição ou por respostas fisiológicas adversas na reprodução e crescimento dos organismos vivos (CETESB, 1996).

3. METODOLOGIA

3.1. Caracterização da área de estudo

O depósito de RSU no qual o estudo foi realizado se localiza a seis quilômetros do centro de Ponte Nova (MG), tem sete hectares de área e recebe os resíduos da cidade há, aproximadamente, vinte e cinco anos, sendo que atualmente são dispostos trinta e cinco toneladas diariamente (Figura 5). Os tipos de resíduos recebidos são domiciliar, comercial e público.

O sistema de drenagem de água pluvial da área é composto pela topografia natural do terreno e por canaletas de concreto. O depósito possui drenos de gases e de lixiviado, mas ambos se encontram em situação de conservação e funcionamento precários. Possui uma lagoa de estabilização para tratamento biológico do lixiviado, mas a mesma também se encontra em situação precária de funcionamento. Devido ao mau funcionamento da lagoa de estabilização, no presente trabalho, ela será chamada de lagoa de acumulação, pois está desempenhando mais o papel de acumular o lixiviado do que de tratá-lo.

O depósito está localizado a menos de 200 metros do curso d'água mais próximo e a ocupação das áreas do entorno é de propriedades rurais. Os usos da água do corpo receptor do efluente do depósito são dessedentação de animais e recreação, sendo que a aproximadamente 1,5 quilômetro à jusante do depósito existe um estabelecimento de Pesque e Pague chamado Sombrio, que é abastecido com a sua água.

3.2. Levantamento de dados de precipitação

Foram utilizados dados pluviométricos do Posto do Centro Experimental de Pesquisa de Cana-de-açúcar da UFV (CECA/UFV), localizado no município de Oratórios, distante, aproximadamente, 16 km da área do Depósito de RSU de Ponte Nova, MG.

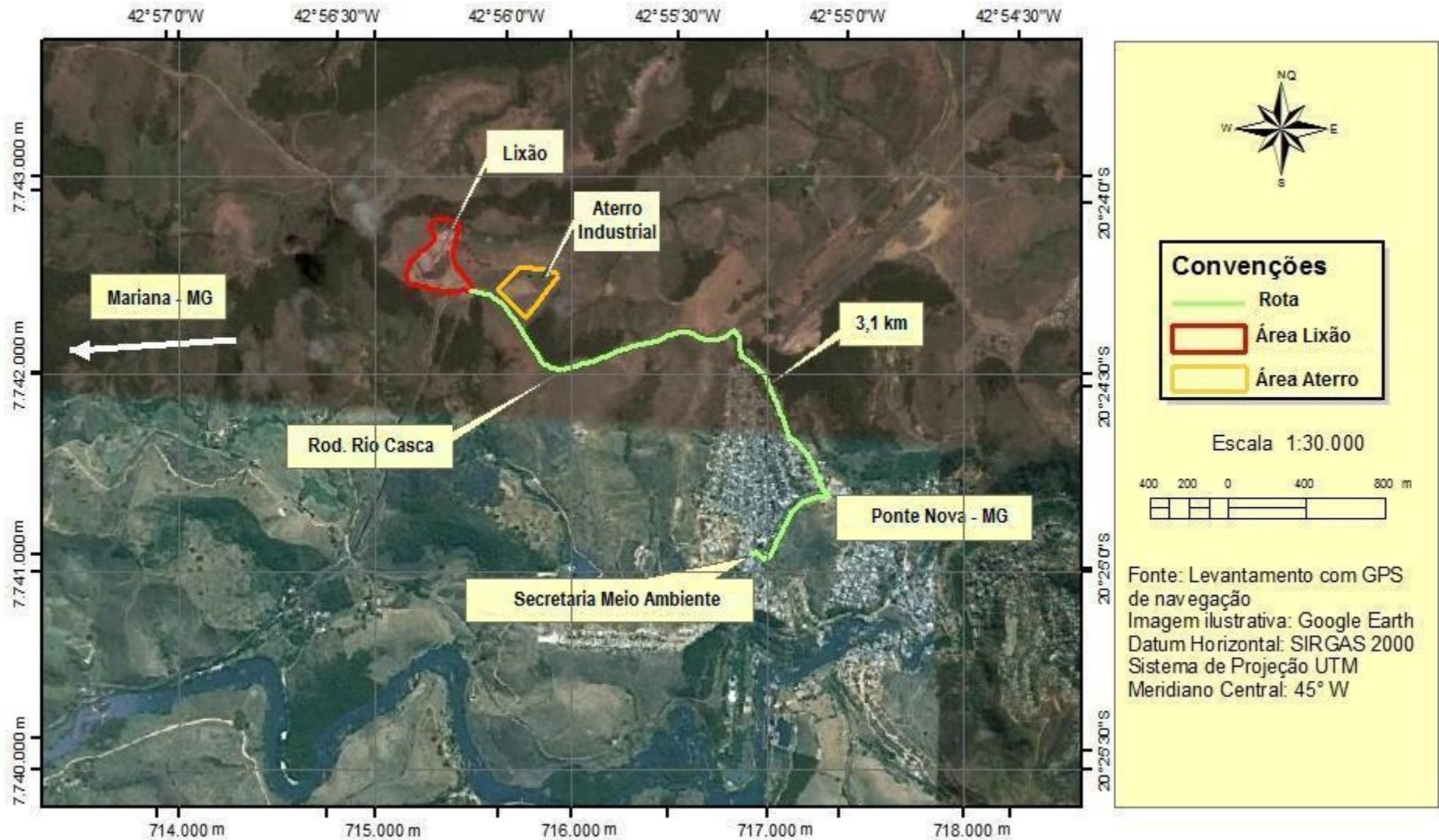


Figura 5 - Vista geral do percurso entre o centro de Ponte Nova - MG e o local de disposição de resíduos.

3.3. Geologia local

A cidade de Ponte Nova está inserida no Complexo Piedade (PP2pd) (Figura 6), em que as rochas que compõem a geologia local são hornblenda-biotita gnaiss e anfibolitos. Este Complexo foi formado na Idade Paleoproterozóica (CPRM, 1984).

De acordo com Viana et al. (2008), rochas hornblenda-biotita gnaiss são compostas pelos seguintes minerais, variando nas seguintes proporções: plagioclásio (oligoclásio) (28 a 50%), microclina (10 a 28%), quartzo (15 a 32%), hornblenda (5 a 12%) e biotita (3 a 12%).

As composições químicas, generalizadas, do plagioclásio, do quartzo, da hornblenda e da biotita são: $[(\text{Na,Ca})(\text{Al,Si})\text{AlSi}_2\text{O}_8]$, SiO_2 , $[(\text{Na,Ca})_2(\text{Mg,Fe})_5\text{Si}_7\text{AlO}_{22}(\text{OH})_2]$ e $[\text{K}_2(\text{Mg,Fe,Al})_6(\text{Si,Al})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4]$, respectivamente (LEMES et al., 2003). A composição química da microclina é $\text{K}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$ (VIANA, 2006).

Os anfibolitos são rochas metamórficas compostas principalmente pelos minerais anfibólicos (hornblenda e actinolita) e plagioclásio (labradorita e albita) (MACHADO et al., 200?).

3.4. Amostragens realizadas

Foram realizadas amostragens de água superficial e de sedimento em quatro pontos do Córrego Sombrio, localizado próximo ao depósito de RSU de Ponte Nova. Além disso, foi amostrado lixiviado e lodo da lagoa de acumulação do depósito (Figura 7). Realizou-se também amostragem de espécimes da ictiofauna em tanques do Pesque-Pague Sombrio, localizado imediatamente após o quarto ponto de coleta de água e sedimento, a cerca de 1,5 km a jusante do depósito (Figura 7).

O ponto P1 localiza-se em uma nascente, a montante do lixão (Figura 8), o ponto P2 no Córrego Sombrio, a jusante de um pequeno dique de acumulação de água, a jusante do lixão (Figura 9), e os pontos P3 (Figura 10) e o P4 (Figura 11) se localizam no Córrego Sombrio, a 0,8 e 1,1 km do lixão, respectivamente. As coordenadas dos pontos foram obtidas com auxílio de aparelho de GPS, e são,

respectivamente (715336, 7742818), (715366, 7742716), (716183, 7742827), (716824, 7742989), no sistema de projeção UTM.

A lagoa de acumulação (Figura 12), tem coordenadas (715471, 7742827).

Vale ressaltar que P2, P3 e P4 apresentam livre acesso a bovinos e equinos de criações locais e, a montante de P1 existia uma pastagem. Outra particularidade do Córrego Sobrio é a presença de plantas aquáticas em vários trechos ao longo do seu percurso. Além disso, a comunicação do ponto P2 com o dique a montante e com o restante do córrego a jusante foi interrompida de julho a outubro, devido ao período seco.

O ponto P4 corresponde à seção do córrego imediatamente anterior aos tanques de criação de peixes do Pesque e Pague.

Ao lado da área do depósito de RSU está localizado o aterro industrial da Klabin, indústria produtora de papel reciclado. Como a indústria foi fechada em março de 2009 não foi possível obter maiores informações do aterro. Os pontos de amostragem P1 e P2 se encontram a montante do aterro industrial, enquanto P3 e P4 se encontram a jusante.

As campanhas de amostragem foram realizadas nos dias 9 de junho, 5 de julho, 11 de setembro, 16 e 21 de outubro e 7 de dezembro de 2010 e 11 de janeiro e 4 e 18 de fevereiro de 2011. Em outubro, no dia 16, foram coletadas amostras de água para realização de análises de DBO, DQO, nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sulfato, cloreto, fósforo total, série de sólidos e toxicidade crônica e, além disso, foram coletadas amostras de peixes. No dia 21, foram coletadas amostras de sedimento e amostras de água para análise de metais e amostras de água para análise de *E. coli*. Em fevereiro, foi necessária a realização de uma segunda coleta, no dia 18, para nova análise de DQO na água, devido à perda dos dados anteriores.

Todas as campanhas de amostragem foram realizadas no período da manhã, no horário entre 8 e 11 horas.

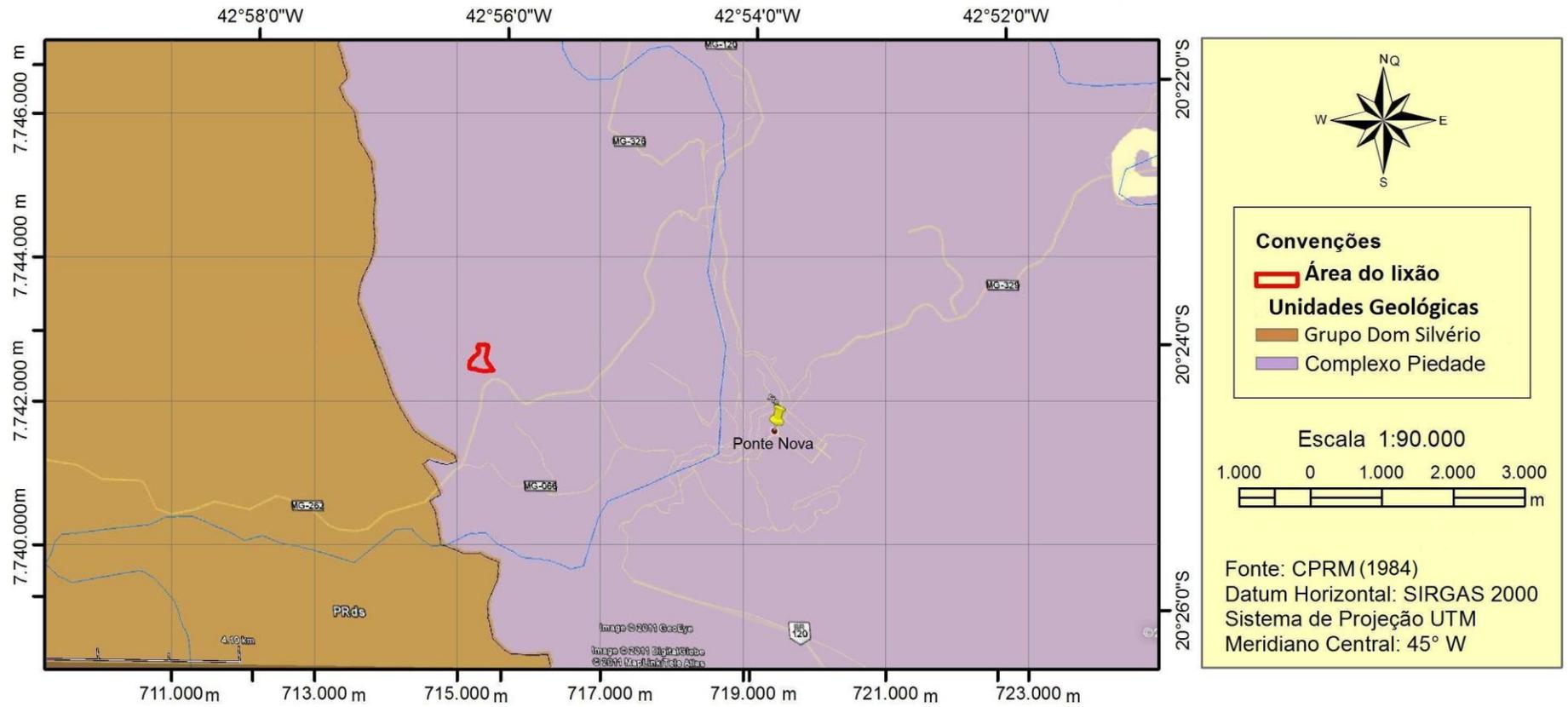


Figura 6 – Geologia Local.

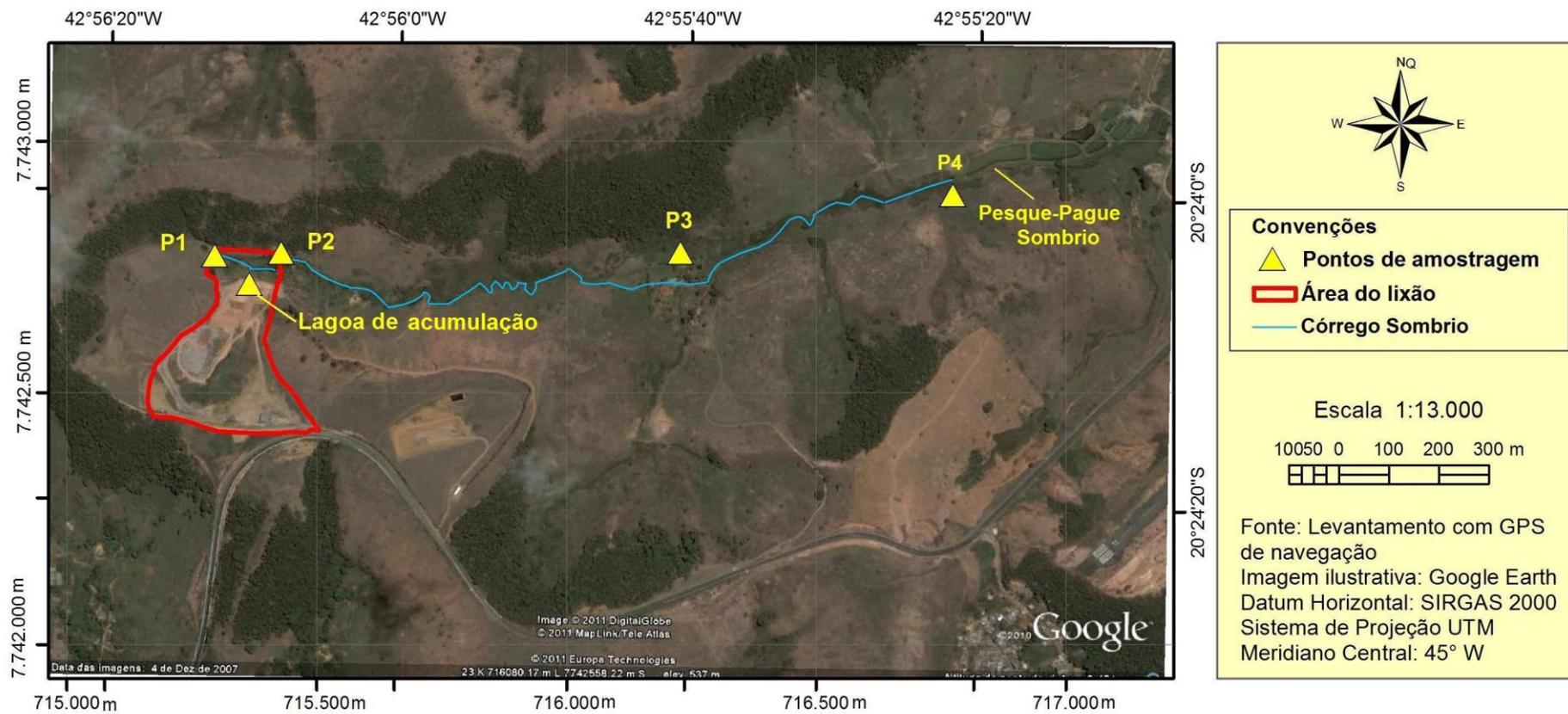


Figura 7 - Localização dos pontos de amostragem.



Figura 8 - Ponto P1 de amostragem.



Figura 9 - Ponto P2 de amostragem.



Figura 10 - Ponto P3 de amostragem.



Figura 11 - Ponto P4 de amostragem.



Figura 12 - Lagoa de acumulação.

3.5. Coleta, preservação das amostras e análises realizadas

3.5.1. Água e lixiviado

Para coleta e preservação das amostras de água superficial utilizou-se a metodologia baseada no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21^a Edição) (APHA, WEF, AWWA, 2005).

Nos cinco pontos de amostragem e em todas as campanhas, foram determinados *in situ*, na água, o pH, a condutividade elétrica e a temperatura, utilizando-se o pHmêtro Oakton modelo WD 35630-69, calibrado previamente com solução padrão de calibração própria do medidor, seguindo as orientações contidas no manual do equipamento. Determinou-se também o oxigênio dissolvido (OD) na água, em todos os pontos, nas campanhas realizadas a partir do mês de setembro de 2010, por meio de um oxímetro Hanna HI 9146, previamente calibrado (HANNA INSTRUMENTS, 2004).

Amostrou-se, em duplicata, a água para determinação (Tabela 1) dos parâmetros DBO, DQO, sólidos totais, dissolvidos e suspensos, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl total, fósforo total, sulfato, cloreto, *Escherichia coli* (*E. Coli*). Para os testes de toxicidade crônica foi coletada apenas uma amostra em cada ponto avaliado. As análises foram realizadas no Laboratório de Controle de Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgoto da UFV.

Amostrou-se, em triplicata, água para determinação de teores totais de arsênio, cádmio, chumbo, cromo, manganês, níquel e zinco (Tabela 1). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Espectrometria molecular e atômica do Departamento de Solos da UFV.

Realizou-se também, em triplicata, a amostragem de água para a determinação de cianeto livre, fluoreto total e sulfeto (Tabela 1), que foram realizadas no laboratório MICRA, localizado no município de Ponte Nova.

Nas amostragens da água para análises de metais, utilizaram-se frascos de polietileno, que foram deixados de molho em solução ácida (HNO_3 100 mL L⁻¹) durante 24 horas. Para amostragem de água para análise de fósforo, *E. coli* e demais parâmetros foram, utilizados, respectivamente, frascos de vidro lavados previamente com solução ácida (HCl 1:1), frascos de vidro previamente esterilizados em autoclave e frascos de polietileno lavados previamente com solução ácida (HCl 1:1).

Após as coletas, as amostras foram transportadas para o laboratório em caixas térmicas com gelo. No laboratório, foram preservadas à temperatura de 4 °C.

As amostras destinadas à determinação de metais, totais e dissolvidos, foram acidificadas com HNO_3 até pH inferior a 2 na chegada ao laboratório.

Tabela 1- Técnicas analíticas utilizadas para análises de qualidade da água.

Parâmetro	Método analítico	Referência
pH	Potenciometria (SM 4500 – H ⁺)	APHA, WEF, AWWA
Condutividade Elétrica	Condutivimetria (2510 B)	(1998)
Temperatura	SM 2550	

Tabela 1 – (continuação)

Parâmetro	Método analítico	Referência
Oxigênio Dissolvido	Método do eletrodo de membrana (4500-O G.)	
DQO	Método Colorimétrico – Refluxo Fechado (SM 5220 D)	
DBO	Incubação por 5 dias a 20°C±1°C (5210 B) e método de Winkler – modificação por azida (SM 4500-O C)	
Sólidos totais Sólidos dissolvidos Sólidos suspensos	Gravimetria (SM 2540 B)	
Nitrito	Espectrofotometria/ método de redução de cádmio (4500-NO ²⁻ CB)	APHA, WEF, AWWA (1998)
Nitrato	Espectrofotometria/ método de redução de cádmio (4500-NO ³⁻ F)	
Fósforo total	Espectrofotometria/Método do Cloreto estano (4500-P D.)	
Sulfato	Espectrofotometria/ método turbidométrico (Turbidimetric) (4500-SO ₄ ²⁻ E).	
Cloreto	Titulometria/ método argentométrico (4500-Cl ⁻ B)	
<i>E. coli</i>	Substrato Enzimático (cromogênico – fluorogênico) (SM 9223 B)	
Nitrogênio amoniacal Nitrogênio Kjeldahl total	Nesslerização (417B)	APHA, WEF, AWWA (1985)
Toxicidade crônica		ABNT NBR 13373 (2003)
Metais na água	Espectrofotometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (3125)	APHA, WEF, AWWA (2005)
Cianeto Livre	Cianeto ameno a cloração sem destilação (4500-CN ⁻ H)	
Fluoreto total	Método colorimétrico SPADNS (4500-F ⁻ D.)	
Sulfeto	Método Redox Ácida	ABNT NBR 11642

Os parâmetros analisados não foram determinados em todas as campanhas de amostragem. Na Tabela 2 apresentam-se os parâmetros analisados em cada campanha. Além disso, a determinação de toxicidade crônica na água foi realizada somente nas amostras dos pontos 2 e 4 e no lixiviado.

As amostras utilizadas para análises de metais totais foram preparadas para leitura com base em USEPA (1994).

A toxicidade crônica foi avaliada em testes semi-estáticos com duração de oito dias. Os resultados foram obtidos avaliando-se a reprodução e a sobrevivência do microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*. Este ensaio seguiu as recomendações técnicas da norma ABNT NBR 13373 (2003).

O teste de toxicidade crônica consistiu na exposição do organismo à água amostrada dos pontos 2 e 4 e ao lixiviado, durante oito dias, além do controle. Para cada teste prepararam-se cinco réplicas.

O teste foi realizado à temperatura média de 23 °C e fotoperíodo de 12 horas. No decorrer do teste, a cada 48 horas, fazia-se a renovação das soluções-teste, transferindo-se os adultos para uma nova solução, contabilizando-se os adultos sobreviventes e os neonatos.

Tabela 2 - Parâmetros analisados em cada campanha de amostragem.

Parâmetro	Campanha						
	Jun/10	Jul/10	Set/10	Out/10	Dez/10	Jan/11	Fev/11
pH	X	X	X	X	X	X	X
Condutividade Elétrica	X	X	X	X	X	X	X
Temperatura	X	X	X	X	X	X	X
Oxigênio Dissolvido			X	X	X	X	X
DBO		X	X	X	X	X	X
DQO		X	X	X	X	X	X
Sólidos totais		X	X	X		X	X
Sólidos dissolvidos		X	X	X		X	X
Sólidos suspensos		X	X	X	X	X	X
Nitrito		X	X	X	X	X	X
Nitrato		X	X	X	X	X	X

Tabela 2 – (continuação)

Parâmetro	Campanha						
	Jun/10	Jul/10	Set/10	Out/10	Dez/10	Jan/11	Fev/11
Nitrogênio amoniacal			X	X	X	X	X
Nitrogênio Kjeldahl total			X	X	X	X	X
Fósforo total		X	X	X	X	X	X
Sulfato		X	X	X	X	X	X
Cloreto		X	X	X	X	X	X
<i>E. coli</i>		X	X	X	X	X	X
Toxicidade crônica			X	X	X	X	X
Metais na água	X		X	X	X	X	X
Cianeto Livre	X		X				
Fluoreto total	X		X				
Sulfeto	X		X				

Os resultados obtidos nas análises de qualidade da água foram comparados, quando possível, com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05, para águas superficiais de classe 2, visando identificar os parâmetros que apresentaram não conformidades em suas concentrações. Vale ressaltar que os limites de concentrações estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 são baseados na vazão de referência do corpo hídrico e que o corpo hídrico estudado não possui vazão de referência estabelecida, por não possuir série de dados hidrológicos.

3.5.2. Sedimento e lodo

Para análise dos sedimentos, foram coletadas amostras em triplicata, nos pontos de P1 a P4, a partir da campanha de setembro de 2010. Foi coletado também o lodo de fundo da lagoa de acumulação em triplicata e no mesmo período supracitado. Os sedimentos e o lodo foram coletados manualmente, com auxílio de uma haste coletora de PVC e transferidos para frascos de polietileno de 500 mL e deixados previamente em banho de solução ácida (HNO_3 100 mL L^{-1}) durante 24 horas. As amostras foram coletadas a profundidades de 0 a 10 cm no fundo dos locais de coleta. Após as coletas, as amostras foram transportadas para o laboratório em caixas térmicas com gelo. No laboratório, estas foram preservadas a 4 °C.

Foi realizada a determinação dos elementos alumínio, cobre, ferro, arsênio, cádmio, chumbo, cromo, manganês, níquel e zinco. A digestão das amostras foi realizada em banho de areia de acordo com Baker (1982). Este procedimento foi realizado no Laboratório de Matéria Orgânica do Departamento de Solos da UFV. A determinação dos elementos foi feita com o auxílio do espectrofotômetro de emissão de plasma Perkim-elmer Óptima 3300-DV, do Laboratório de Espectrometria Molecular e Atômica, do Departamento de Solos da UFV.

3.5.3. Ictiofauna

Foram coletados peixes dos tanques do Pesque e Pague, a partir da campanha de outubro de 2010. Em cada campanha, foram coletados dois espécimes das espécies *Colossoma macropomum* (Tambaqui) e *Oreochromis* sp. (Tilápia). As espécies eram as únicas presentes no local. As amostras foram transportadas para o laboratório em sacos plásticos dentro de caixas térmicas com gelo, e foram mantidas congeladas até as análises.

Foi analisado, em duplicata, nos tecidos musculares dos peixes, os teores dos elementos arsênio, chumbo e cádmio. A digestão das amostras foi realizada em forno de microondas, no Laboratório de Química Ambiental do Departamento de Química da UFV, seguindo a metodologia utilizada por Ramos (2005). Os tecidos

musculares foram cortados em pequenos pedaços e pesou-se cerca de 0,5 g da amostra “in natura”, e transferiu-se para um tubo de teflon. Foram adicionados 7 mL de HNO₃ 65% e 1 mL de H₂O₂ 30%. A digestão da amostra foi feita em forno de microondas (MILESTONE, 2002), seguindo a programação descrita na Tabela 3.

Após a digestão, as amostras foram filtradas e as determinações foram feitas no espectrofotômetro de absorção atômica, marca VARIAN, modelo SpectrAA-200, equipado com gerador de hidretos, no Laboratório de Instrumentação e Quimiometria do Departamento de Química da UFV.

Tabela 3 - Programação do forno de microondas para digestão das amostras de peixe.

Etapas	Tempo (minutos)	Temperatura (°C)	Potência (Watt)
1	10	200	1000
2	20	200	1000

Para a análise de arsênio, foi necessário adicionar à amostra, após a digestão e a filtração, HCl 37% e KI, até que suas concentrações fossem 1mol L⁻¹ e 1%(m/v), respectivamente.

3.6. Análise estatística dos dados

Para os parâmetros em que as análises foram feitas em duplicata ou triplicata foi feita a estatística descritiva dos dados. Para análise dos dados de *E. Coli* utilizou-se a média geométrica e o desvio padrão geométrico (SPERLING, 2001).

A toxicidade crônica para o organismo-teste utilizado foi mensurada por sua sobrevivência e reprodução. A análise dos dados foi realizada com a utilização do teste T de *student* ao nível de significância de 5%, no caso da mensuração pela reprodução. Já na avaliação da sobrevivência, foi utilizado o teste exato de Fisher (USEPA, 2002).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Dados de precipitação

Na Figura 13 estão apresentados os índices pluviométricos do município de Oratórios nos meses de abril de 2010 a fevereiro de 2011. Na Tabela 4 são apresentados os índices pluviométricos diários no mesmo período.

Os dados apresentados na Tabela 4 e na Figura 13 foram relacionados com as mudanças de concentração dos parâmetros avaliados na água do Córrego Sombrio e no lixiviado.

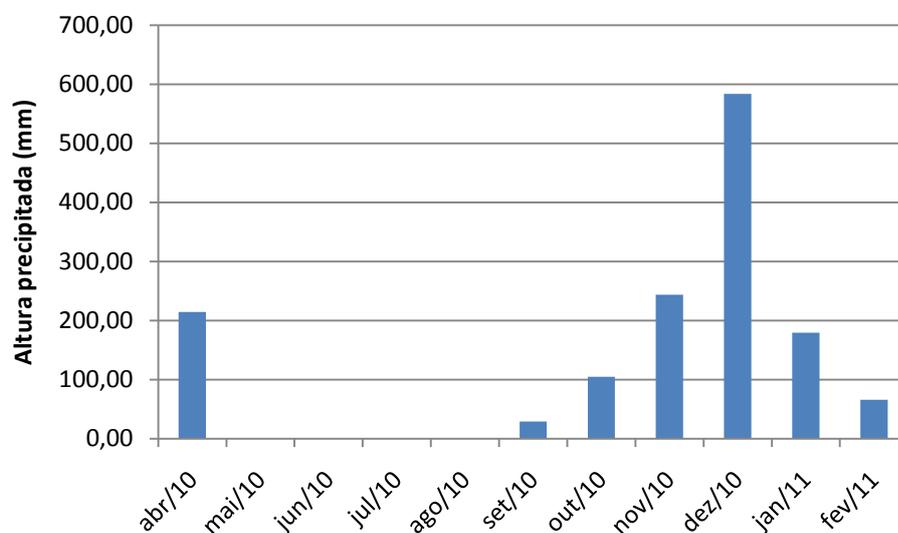


Figura 13 - Índices pluviométricos nos meses de abril de 2010 a fevereiro de 2011 no município de Oratórios – MG.

Tabela 4 - Índices pluviométricos diários do período de abril de 2010 a fevereiro de 2011, em Oratórios – MG.

Ano	Precipitação											
	2010						2011					
	Mês	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
Dia												
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	66,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,00	36,60	42,26	0,00
3	25,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,17	60,24	10,19	13,20	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,26	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,78	25,78	15,09	0,00
6	11,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,52	0,00	8,42	9,31	0,00
7	74,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,32	19,00	6,63	0,00
8	34,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,17	3,40	0,00	0,00
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	25,04	1,38	38,50	0,00	0,00
10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,56	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	35,09	0,00	0,00	0,00
14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,39	0,00
15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,76	31,19	0,00
16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,03	89,81	23,39	0,00
17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,54	19,49	15,32	0,00
18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,45	0,00	0,00	0,00
19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,98	0,00	0,00	0,00	0,00
20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	35,22	0,00	0,00	0,00	0,00
21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,88	1,68	0,00	6,28
25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,25	15,10	11,07	25,15
26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,38	9,93	0,00	0,00
27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,89	0,00	16,98	63,01	8,68	0,00
28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,10	3,77	15,47	49,68	0,00	0,00
29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,15	0,00	0,00	41,38	0,00	34,22
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	34,96	0,00	0,00
31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,00	0,00	17,99	0,00	0,00
Total	214,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,91	104,70	243,52	583,40	179,53	65,65

4.2. Parâmetros avaliados na água e no lixiviado

4.2.1. Parâmetros conformes

Os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, cloreto, sulfato, sulfeto, fluoreto, cianeto e zinco total apresentaram concentrações em conformidade com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de classe 2 em todas as campanhas de amostragem em que foram avaliados e em todos os pontos de amostragem do Córrego Sombrio.

Não existem limites para o parâmetro nitrogênio Kjeldahl total, no entanto, quando comparado com resultados encontrados por outros autores, as concentrações verificadas nos pontos de amostragem foram muito baixas.

Os resultados das análises destes parâmetros estão apresentados no Apêndice A.

4.2.2. Temperatura

Em todos os pontos, as variações de temperatura ao longo dos períodos de amostragem (Figura 14) seguiram a variação de temperatura ambiente. As temperaturas mais baixas ocorreram no inverno e as mais altas no verão.

De uma maneira geral, os pontos P1 e P3 apresentaram as menores temperaturas, seguidos pelo ponto P4, enquanto o ponto P2 apresentou as maiores temperaturas. Este padrão de variação de temperatura só não ocorreu no mês de setembro (Figura 14).

Foi observado que o curso d'água no ponto P2 recebia água de um dique de acumulação de água, que tinha toda sua superfície exposta à radiação solar, sendo esse, certamente, o motivo de sua temperatura ser superior à dos demais pontos.

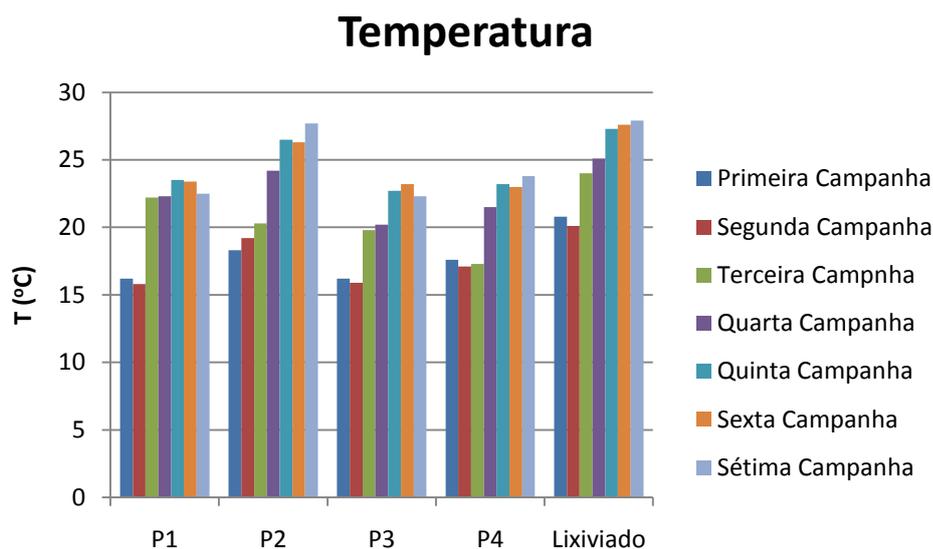


Figura 14 - Temperatura da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.3. Potencial Hidrogeniônico – pH

Somente o ponto P2, em todos os meses avaliados, apresentou valores de pH dentro da faixa considerada adequada pela Resolução CONAMA 357/05 (Figura 15). O ponto P2 certamente apresentou pH com tendência mais alcalina que os demais pontos de amostragem por estar mais próximo do lixão e, dessa forma, ter sido mais influenciado por ele.

Já os pontos P3 e P4 apresentaram pH menor ou igual a 6,0 na maioria dos meses. Isto, possivelmente, ocorreu devido à influência da decomposição de materiais orgânicos ao longo do curso d'água entre o P2 e os pontos P3 e P4 (Figura 15).

Em julho, e de outubro a fevereiro, o ponto P1 apresentou os menores valores de pH, ao se comparar com os demais pontos de amostragem, sendo, estes, inferiores ao limite de pH 6,0 (Figuras 15). Em todo o período de amostragem, o ponto P2 apresentou pH superior aos demais pontos, possivelmente por ter sofrido influência do lixão, no entanto, sempre se mantendo dentro da faixa de pH preconizada pela Resolução CONAMA 357/05 (Figura 15).

O lixiviado da lagoa de acumulação apresentou tendência alcalina no pH em todo o período avaliado, com valores variando de 7,13 em fevereiro de 2011 a 9,27 em junho de 2010 (Figura 15).

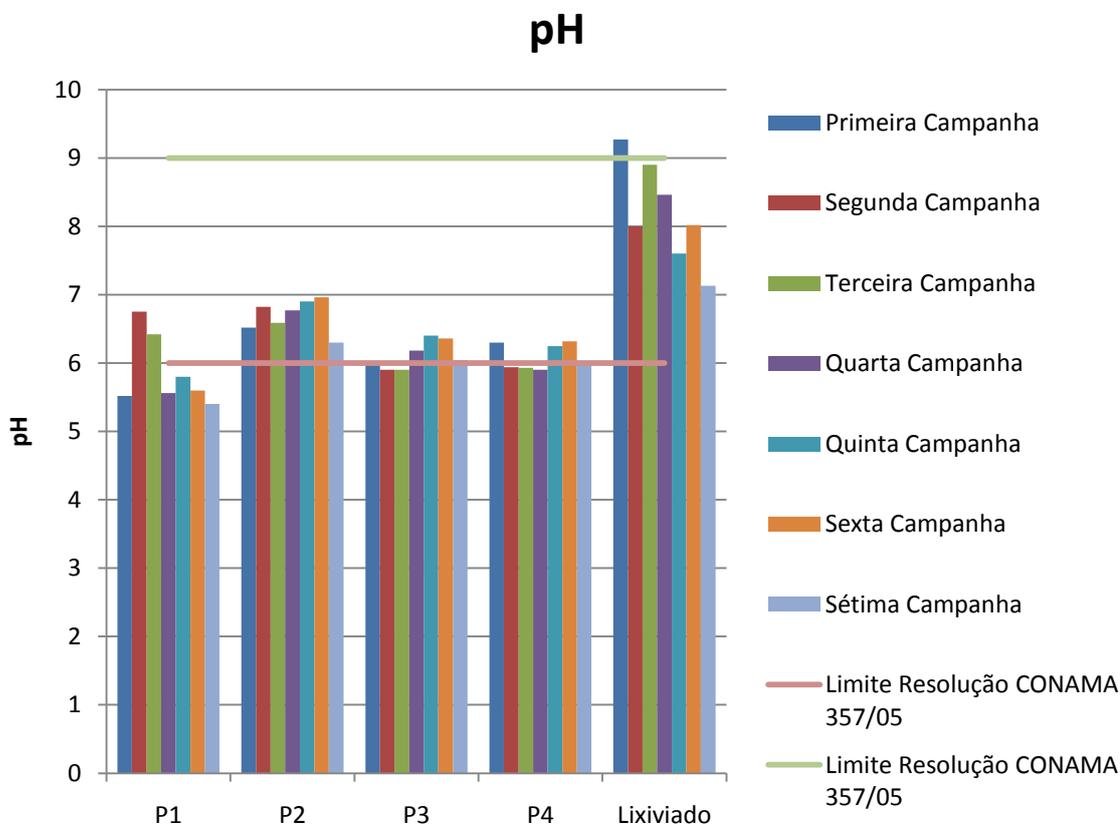


Figura 15 – Potencial hidrogeniônico da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e do lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.4. Condutividade Elétrica – CE

Todos os pontos do córrego (P1, P2, P3 e P4) apresentaram valores de CE inferiores a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 16). Águas naturais apresentam, de uma maneira geral, CE inferior a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, podendo exceder esse valor no caso de estarem poluídas (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

A CE apresentou tendência crescente em todos os pontos ao longo do tempo, durante o período seco, e decrescente ao longo do período chuvoso (Figuras 13 e

16). Certamente, no período seco, devido ao menor volume de água no manancial, houve maior concentração dos íons responsáveis pela CE, enquanto no período chuvoso ocorreu diluição dos mesmos, resultando em menor CE na água.

O ponto P1 apresentou os menores valores de CE, possivelmente por se tratar de uma nascente. As rochas pertencentes ao Complexo Piedade apresentam mineralogia caracterizada pela presença de minerais pouco reativos (plagioclásio, microclina, quartzo, hornblenda e biotita), resultando em uma água subterrânea com mineralização residual, com quantidades muito pequenas de sais minerais dissolvidos na água e, portanto com baixa CE.

Já os demais pontos (Figura 16), certamente foram influenciados pelo lixão e/ou por outros fatores externos, como a composição mineral do solo e dejetos de animais.

Foi observado que o ponto P3 apresentou os maiores valores de CE dentre os pontos do córrego, em todas as épocas de amostragem (Figura 16). Esperava-se encontrar maior CE no ponto P2, devido à maior proximidade do lixão, entretanto, isto não ocorreu. Possivelmente, os maiores valores encontrados em P3 estão relacionados com outros fatores, como, a composição do solo, que, visualmente apresentava-se mais avermelhado nesse local, indicando maior teor de ferro.

A CE no lixiviado foi, em média, 33 vezes superior à observada em P1 e oito vezes superior nos demais pontos de amostragem do córrego. Isso ocorreu, certamente porque a lagoa de acumulação recebe a água de escoamento superficial do lixão, que solubiliza diversas substâncias contidas nos RSU (Figura 16).

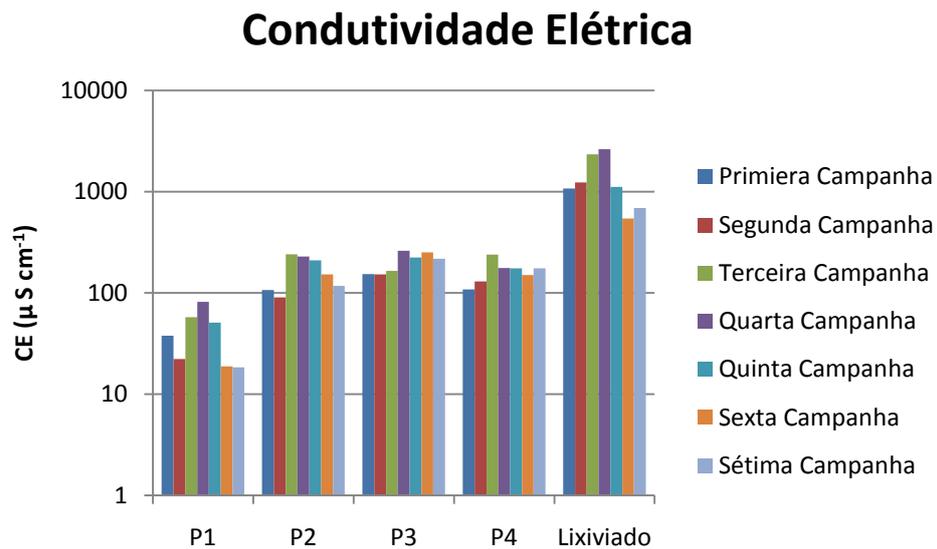


Figura 16 - Condutividade elétrica (CE) da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

Somente em outubro e, possivelmente, também em dezembro, foi observado no ponto P1 valores de DBO superiores a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 17), preconizado como limite superior para águas superficiais de classe 2 pela Resolução CONAMA 357/05. No mês de dezembro, apesar da média da DBO ter ficado abaixo do limite, o desvio padrão indica que a água pode estar com concentração superior a ele. Nos outros meses amostrados, os valores de DBO ficaram abaixo do limite máximo.

O ponto P2 apresentou valores de DBO acima do limite estabelecido pela legislação nos meses de setembro e outubro (Figura 17). A distância do lixão ao ponto P2 certamente dificulta a chegada de matéria orgânica biodegradável de origem do lixão a ele, pois esta possivelmente seria degradada antes de chegar a ele, ainda mais em períodos de baixos índices pluviométricos, como ocorreu anteriormente às coletas de setembro e outubro (Tabela 4). Dessa forma, a DBO encontrada no ponto P2 foi considerada de origem dos dejetos animais presentes no entorno desse ponto.

Nos meses subsequentes ocorreu diminuição da DBO nesse ponto, certamente pelo início do período chuvoso (Figura 13), que aumentou o volume de

água e religou este ponto com o restante do corpo d'água, tornando a água deste ponto corrente.

O ponto P3, em todos os meses, apresentou valores de DBO, abaixo do limite de detecção do método, que é 2 mg L^{-1} (APHA, AWWA, WEF , 1998), portanto não se pode afirmar ao certo o valor da DBO neste ponto, mas, sempre foi inferior ao limite da Resolução CONAMA 357/05 (Figura 17). No ponto P4, somente em julho a DBO foi detectada, mas também foi um valor abaixo dos limites da legislação (Figura 17).

Os pontos P3 e P4, que distavam 943 e 1.213 m de P1 e, 810 e 1.090 m de P2, respectivamente, sempre apresentaram DBO abaixo de 5 mg L^{-1} , mesmo nos eventos em que a DBO, no início do curso d'água estava alta. Isto indica que ocorreu decomposição da matéria orgânica biodegradável, em sua maior parte, ao longo do percurso, demonstrando a capacidade de autodepuração do córrego.

Em setembro, janeiro e fevereiro a DBO do ponto P1 também foi inferior ao limite de detecção do método. Em fevereiro a DBO em P2 também foi inferior ao limite de detecção (Figura 17).

Os valores de DBO no lixiviado, da lagoa de acumulação, variaram de 8,4 a $13,3 \text{ mg L}^{-1}$ no período de monitoramento (Figura 17). A variação da DBO no lixiviado não acompanhou a variação pluviométrica (Tabela 4).

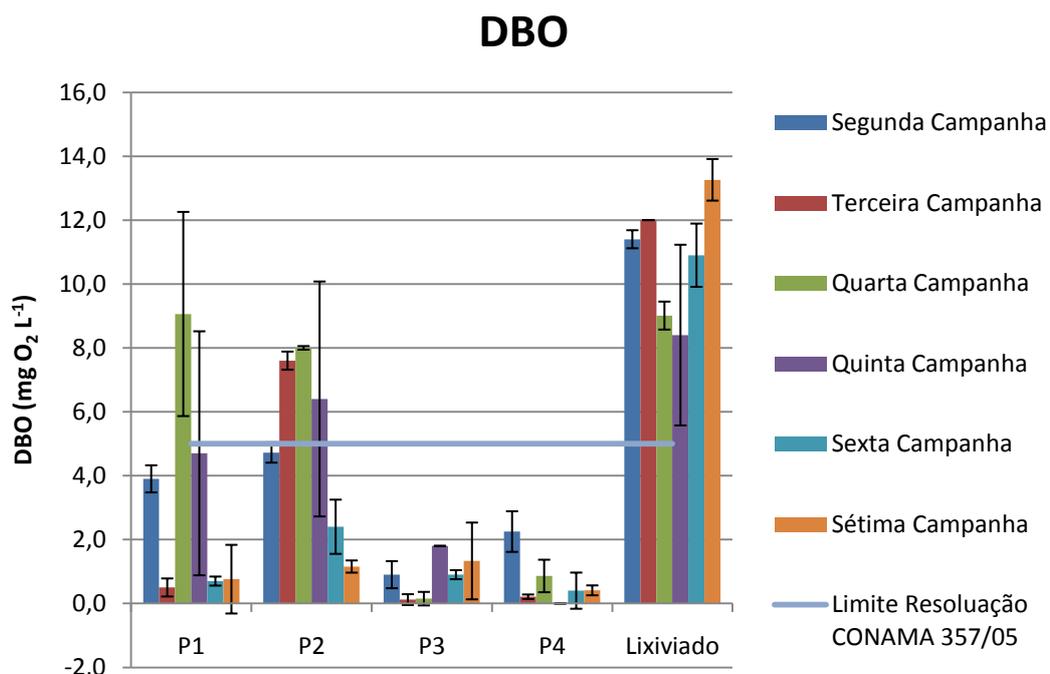


Figura 17 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.6. Demanda Química de Oxigênio - DQO

No método analítico utilizado no presente trabalho, resultados abaixo de 25 mg L⁻¹ podem tender a ser mais qualitativos que quantitativos (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Para a discussão da DQO dos pontos P1, P2, P3 e P4 foi utilizado como limite referencial o valor de 20 mg L⁻¹ que Chapman & Kimstach (1996) sugeriram como máxima DQO em corpos d'água não poluídos. Além disso, foi calculada a relação DQO/DBO, pois de acordo com Sperling (2005), uma relação DQO/DBO baixa (menor que cerca de 2,5) indica que a fração biodegradável da matéria orgânica é elevada, já em uma relação intermediária (entre cerca de 2,5 e 3,5) a fração biodegradável não é elevada, enquanto uma relação elevada (maior que cerca de 3,5 ou 4,0) indica elevada fração inerte (não biodegradável) na composição da matéria orgânica avaliada. Para as amostras em que a DBO foi inferior ao limite de detecção do método analítico (2 mg L⁻¹) utilizou-se o próprio limite de detecção para o cálculo da relação DQO/DBO. Além disso, no mês de fevereiro não foi calculada

esta relação, pois a DQO e a DBO foram analisadas em amostras coletadas em dias diferentes.

Tabela 5 - Relação DQO/DBO das amostras de água em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Relação DQO/DBO				
Mês	Set/10	Out/10	Dez/10	Jan/11
Ponto				
P1	-	4,37	6,00	46,66
P2	28,78	2,88	-	36,70
P3	-	16,12	7,08	30,72
P4	-	17,90	6,00	12,14
Lixiviado	30,67	38,40	20,78	22,41

A água da nascente (P1), apresentou DQO inferior a 20 mg L⁻¹ somente em setembro e fevereiro, ocasiões em que os valores encontrados estavam abaixo do limite de detecção do método (10 mg L⁻¹), enquanto, em outubro, dezembro e janeiro foram verificados valores de DQO superiores a este limite (Figura 18). Nestes três meses (outubro, dezembro e janeiro) ocorreram chuvas anteriores à amostragem, sendo que, antes da amostragem de outubro, incidiram eventos de chuvas com somatório de 60,87 mm (Tabela 4); enquanto, nos últimos quatro dias antes da amostragem de dezembro ocorreu precipitação de 75,5 mm e no mês de anterior choveu 243,5 mm. Já antes da amostragem de janeiro ocorreu uma sequência de chuvas diárias com somatório de 393 mm (Tabela 4). O escoamento superficial e subsuperficial gerado por estas chuvas certamente carrearam materiais orgânicos para a nascente, aumentando a DQO da água neste ponto de amostragem (P1). Apesar do ponto P1 estar a montante do lixão, o crescimento da relação DQO/DBO ao longo do tempo (Tabela 5), indicando o aumento da fração não biodegradável da matéria orgânica (Sperling, 2005), está possivelmente relacionado com a influência do fluxo de água subterrânea para este local a partir do lixão, já que a matéria orgânica proveniente das outras fontes de possível contaminação na área, como dejetos animais, seria biodegradável.

Em setembro e fevereiro ocorreram períodos de estiagem antes da amostragem. Antes da amostragem de setembro, ocorreram 151 dias sem chover, enquanto, a amostragem de fevereiro ocorreu após um período de poucas chuvas por 32 dias (Tabela 4). Nestes meses, a DQO da nascente foi muito baixa, possivelmente pelo fato de nesses meses não ter chegado nenhuma pluma de contaminação através do fluxo de água subterrânea devido à ausência de precipitações (Figura 18).

O ponto P2, em setembro, apresentou DQO aproximadamente 10 vezes superior ao limite preconizado por Chapman & Kimstach (1996) para cursos d'água não poluídos. Este valor alto de DQO indica possível efeito do lixão sobre o ponto P2, pois, como falado anteriormente, não há indícios de outras possíveis fontes de matéria orgânica não-biodegradável a montante de P2 (Figura 18). Além disso, a relação DQO/DBO foi 28,8 (Tabela 5) indicando alta concentração de material orgânico recalcitrante, o que reforça a hipótese de que o lixão estava influenciando este ponto.

Em janeiro, a água do ponto P2 novamente apresentou DQO acima de 20 mg L⁻¹, possivelmente devido às fortes chuvas, que através do escoamento superficial, carrearam matéria orgânica para o curso d'água. Além disso, em setembro e janeiro, a relação DQO/DBO foi bastante elevada (Tabela 5), fato que reforça a possibilidade de influência do lixão sobre este ponto.

Os pontos P3 e P4 apresentaram padrão semelhante de variação da DQO ao longo do período amostral (Figura 18). Em setembro, a DQO não foi detectada pelo método analítico utilizado em nenhum dos dois pontos. Apesar de no ponto P2 a DQO estar acima de 200 mg L⁻¹, a não detecção nos pontos P3 e P4 indica que, ao longo do percurso, entre o ponto P2 e estes, ocorreu a decomposição ou retenção deste material orgânico. Outra possibilidade é que a pluma de contaminante não havia atingido esses pontos ainda.

Nos pontos P3 e P4, em outubro e em janeiro, os valores de DQO foram superiores a 20 mg L⁻¹, indicando que o aporte de material orgânico nesses pontos, certamente, foi mais intenso devido às chuvas, o que também ocorreu na nascente (P1). Já em dezembro e fevereiro, a DQO foi inferior ao limite da sugerido por Chapman & Kimstach (1996). A relação DQO/DBO em janeiro foi elevada (Tabela 5), o que indica a possibilidade desses pontos estarem sendo influenciados pelo

lixão, já que aparentemente não existem outras fontes de matéria orgânica recalcitrante na área.

Apesar da maior precipitação ocorrida em dezembro (Tabela 4), os pontos P3 e P4 apresentaram baixos valores de DQO. Possivelmente, plumas de contaminação não atingiram o curso d'água em sua cabeceira nos dias anteriores à campanha de amostragem. O mesmo aconteceu em fevereiro.

Quanto à variação espacial, em setembro o ponto P2 apresentou DQO de 218,8 mg L⁻¹, enquanto nos demais pontos praticamente não foi detectada (Figura 18). No entanto, em outubro e em dezembro, a DQO do ponto P3 foi inferior à dos outros pontos (Figura 18), possivelmente as chuvas ocorridas nos dias anteriores às campanhas nesses meses causou a diluição da concentração de material orgânico presente em P2 em efeito maior ao carreamento desses para P2 através do escoamento superficial. Já nos demais pontos o efeito do carreamento foi superior.

Em janeiro, quatro dias antes da campanha de amostragem ocorreu um período de 15 dias com total precipitado de 393 mm (Tabela 4), possivelmente esse excesso de chuva carregou e/ou lixiviou do lixão grande quantidade de material, que atingiu o córrego, pois a DQO cresceu em todos os pontos avaliados, com maior magnitude nos pontos mais próximos, pontos P1 e P2 (Figura 18).

O lixiviado da lagoa de acumulação apresentou uma queda drástica na DQO em fevereiro (Figura 18). As poucas chuvas por 32 dias antes da campanha de amostragem possivelmente limitaram o transporte de matéria orgânica para a lagoa (Tabela 4).

Na lagoa de acumulação, as relações DQO/DBO foram de 30,7; 38,4; 20,8 e 22,4 nos meses de setembro, outubro, dezembro e janeiro, respectivamente (Tabela 5). Isto indica que o material orgânico da lagoa possuía elevada fração não biodegradável.

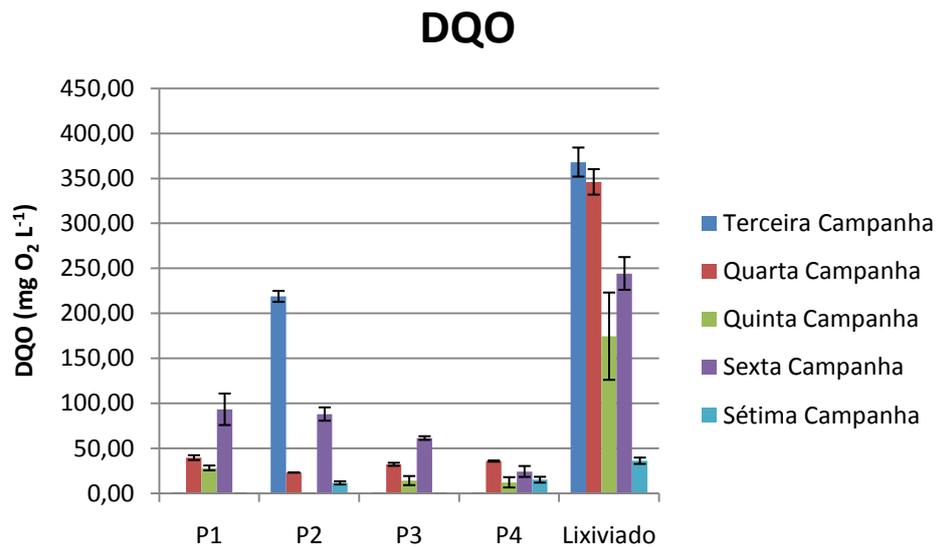


Figura 18 - Demanda química de oxigênio (DQO) na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.7. Oxigênio Dissolvido

Somente o ponto P3, no mês de setembro (Figura 19), apresentou OD superior ao limite da Resolução CONAMA 357/05 (5 mg L^{-1}). Observando-se os valores de temperatura da água em setembro (Figuras 15 e 17), verifica-se que estes foram decrescentes a partir do ponto P1 em direção ao P4. A maior concentração de OD no ponto P3 é justificável, já que a solubilidade de oxigênio aumenta com o decréscimo da temperatura (SPERLING, 2005). Entretanto, concomitantemente, esperava-se maior OD em P4, já que além da menor temperatura (Figura 14), este apresentava água corrente, porém, isto não foi observado.

Foi verificado que em setembro ocorreu relação inversa entre OD e CE (Figuras 16 e 19). Segundo Chapman & Kimstach (1996) quanto maior a salinidade da água (CE) menor é o OD, e vice-versa. Como em setembro ainda não havia começado o período chuvoso, sendo este mês considerado como o final do período seco (Figura 13), a concentração de OD estava sofrendo menor influência de fatores como velocidade de escoamento e turbulência, possivelmente, estando mais sujeito ao efeito da salinidade.

Já nos outros meses, além da salinidade, os efeitos da velocidade de escoamento e da turbulência da água certamente se mostraram presentes, devido ao período chuvoso (Figura 13).

Em outubro e dezembro, o ponto P2 apresentou as maiores concentrações de OD, em relação aos outros pontos (Figura 19). A princípio, esperava-se que o ponto P2 tivesse os menores valores de OD, devido à sua temperatura ser superior à dos demais pontos nestes meses (Figura 14), entretanto, como a água de P2 é proveniente de um dique de acumulação, e esta chega através de canalização (Figura 10), que gera turbulência na água, certamente, ocorreu aeração da mesma, com conseqüente aumento do OD. Por outro lado, em setembro, a baixa concentração de OD no ponto P2 (Figura 19) possivelmente ocorreu devido ao período seco (Figura 13), em que a comunicação entre o dique e P2 foi interrompida pela diminuição do nível d'água no dique, impedindo a vazão para este ponto do curso d'água.

O OD na água dos pontos amostrados no mês de janeiro não apresentou um padrão de variação que possa ser explicado, isoladamente, pelas variáveis CE, temperatura e DBO. Possivelmente, a variação de OD nesse mês foi resultado da interação desses fatores e de outros, como turbulência e vazão, o que impossibilitou uma explicação lógica do fenômeno.

Os valores de OD no mês de fevereiro seguiram a tendência inversa das concentrações de DBO e da CE nos pontos de amostragem (Figuras 16, 17 e 19). De acordo com Sperling (2005), a introdução de matéria orgânica na água resulta indiretamente no consumo de OD.

O OD no ponto P1 seguiu, no período de monitoramento, a tendência inversa da DBO e da CE. Em outubro, enquanto OD apresentou sua menor concentração, DBO e CE apresentaram seus maiores valores. Nos meses de janeiro e fevereiro OD apresentou os valores mais elevados do período avaliado, já DBO e CE os menores valores (Figuras 16, 17 e 19).

Ocorreu aumento do OD no ponto P2, de setembro para outubro (Figura 19), certamente, como citado anteriormente, devido ao início do período chuvoso, que reiniciou a comunicação desse ponto de amostragem com o dique de acumulação de águas a montante do mesmo, adicionando água que foi submetida à aeração ao chegar ao ponto P2. Em seguida, houve decréscimo no OD, nos meses de

dezembro, janeiro e fevereiro, possivelmente, pelo aumento da temperatura neste ponto (Figuras 14 e 19).

No ponto P3, a concentração de OD foi decrescente ao longo do período avaliado. Certamente, isso aconteceu devido ao aumento da temperatura da água nesse ponto ao longo do mesmo período (Figuras 14 e 19). No mês de setembro, também nesse ponto, a CE foi a mais baixa do período em que OD foi determinado (Figuras 16). Em outubro, dezembro, janeiro e fevereiro ocorreram diminuição do OD, assim como aumento da CE, (Figuras 16 e 19).

O OD na água do ponto P4 foi maior em outubro em relação a setembro, acompanhando a diminuição de CE no mesmo período (Figuras 16 e 19). O OD nos demais meses de amostragem não apresentou relação clara com os fatores que o influenciam.

Na lagoa de acumulação foram observadas elevadas concentrações de OD, indicando a possível presença de algas que estariam oxigenando a massa de líquido. No mês de setembro, o OD na lagoa de acumulação apresentou a maior concentração do período de monitoramento. Esta decresceu até dezembro, acompanhando o aumento da temperatura na água (Figuras 14 e 19). Em janeiro ocorreu aumento do OD neste ponto, assim como diminuição da CE. Em fevereiro houve novamente decréscimo, juntamente com aumento da CE e da DBO (Figuras 16, 17 e 19).

Oxigênio Dissolvido

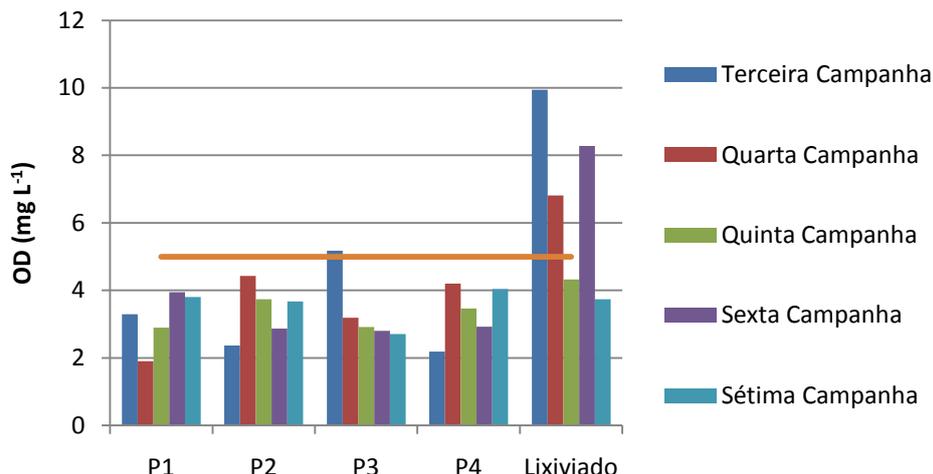


Figura 19 – Oxigênio dissolvido na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.8. Sólidos em suspensão totais

As concentrações de SST no ponto P1 apresentaram tendência crescente até dezembro (Figura 20) certamente, devido ao aumento da pluviosidade no mesmo período (Figura 13), já que o escoamento superficial carrega partículas sólidas para os corpos d'água. Em janeiro, a concentração de SST foi muito baixa, fenômeno sem uma explicação lógica. Por outro lado, em fevereiro, a tendência crescente se manteve.

O ponto P2 se comportou de maneira semelhante ao lixiviado na lagoa de acumulação. Em julho e setembro as concentrações de SST foram baixas, possivelmente pela sedimentação de parte dos sólidos em suspensão devido ao período prolongado sem chuvas (Figuras 13 e 20). Já em outubro houve aumento significativo da concentração de SST, possivelmente pela ocorrência de eventos de precipitação nos dias anteriores à campanha (Tabela 4), que podem ter causado a ressuspensão dos sólidos. Em dezembro a concentração de SST diminuiu bastante e se manteve baixa em janeiro e fevereiro, certamente pelo período prolongado de chuvas iniciado em outubro (Figura 13), que aumentou de maneira significativa o

volume de água nesse ponto e, conseqüentemente religou este ponto ao fluxo de água do córrego.

A concentração de SST em P3 se manteve aproximadamente a mesma nos meses de julho e setembro. Em outubro apresentou decréscimo e se manteve quase constante até fevereiro (Figura 20). Certamente essa dinâmica está acompanhando as precipitações (Tabela 4), em que, estas aumentam o volume de água no córrego, diluindo a concentração de SST. Além disto, este resultado indica que possivelmente, o curso d'água reteve os sólidos que estavam suspensos nos pontos anteriores, diminuindo sua concentração ao longo do percurso.

As concentrações de SST no ponto P4 se mantiveram próximas de 10 mg L^{-1} de julho a dezembro. A dinâmica de SST neste ponto parece não ter sido muito influenciada pelas chuvas (Figura 20).

Quanto à distribuição espacial deste parâmetro, os pontos P1 e P2 apresentaram concentrações superiores às do pontos P3 e P4 em todas as campanhas de amostragem (Figura 20). Certamente as plantas presentes ao longo do córrego formaram uma barreira física às partículas em suspensão. Além disso, as diferenças estão mais evidenciadas nos meses de outubro, dezembro e fevereiro, certamente porque os solos do entorno dos pontos P1 e P2 são menos protegidos pela vegetação do que dos pontos P3 e P4. (Figuras 8, 9, 10 e 11).

O lixiviado apresentou decréscimo na concentração de SST de julho para setembro (Figura 20). Isto ocorreu possivelmente porque os sólidos sedimentaram, pois o longo período sem chuvas ocorrido entre as duas campanhas (Tabela 4) favoreceu a diminuição da energia cinética das partículas. Em outubro ocorreu aumento significativo da concentração de SST nesse ponto (Figura 20), pois, certamente, o início do período chuvoso (Tabela 4), aumentou o movimento da massa d'água, ressuspensando os sólidos sedimentados.

Ainda no lixiviado, ocorreu decréscimo também significativo de SST, de outubro para dezembro (Figura 20). Possivelmente, ocorreu diluição do conteúdo da lagoa causado pelas chuvas ocorridas entre as duas campanhas de amostragem (Tabela 4). Foi observado um pequeno aumento em janeiro (Figura 20), possivelmente, os 11 dias seguidos de chuva ocorridos antes da campanha (Tabela 4) desse mês saturaram o solo e o escoamento superficial carregou partículas sólidas para a lagoa em proporções superiores ao efeito de diluição. Em fevereiro, pode-se

considerar que a concentração se manteve praticamente a mesma de janeiro (Figura 20), apesar de em fevereiro ter ocorrido período, de 18 dias antes da coleta, com poucas chuvas.

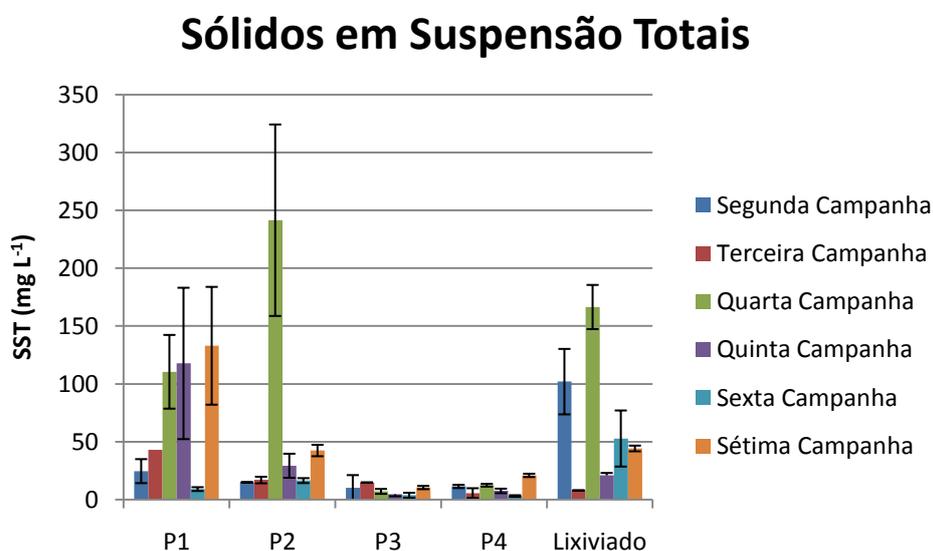


Figura 20 – Sólidos em suspensão totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.9. Sólidos Dissolvidos Totais

As análises de SDT do mês de dezembro dos pontos P1, P2, P3 e P4 foram perdidas por problemas técnicos no laboratório.

A concentração máxima permitida de SDT pela Resolução CONAMA 357/05 em corpos de água doce de classe 2 é 500 mg L⁻¹. A média de nenhum dos pontos do córrego, em nenhum dos meses amostrados excedeu esse limite.

A concentração de SDT em P1 em julho, acrescida do desvio padrão foi superior a 500 mg L⁻¹, no entanto, devido à discrepância desse resultado com as demais observações de SDT nesse ponto de amostragem, este foi considerado como erro analítico da determinação (Figura 21). A partir de setembro, o ponto P1 apresentou baixas concentrações de SDT (Figura 21). Estes resultados são consequência da baixa mineralização da água subterrânea da região.

O ponto P2 também apresentou aumento na concentração de SDT de julho para setembro, certamente a diminuição do volume de água nesse ponto, devido a ausência de chuvas nesse período, ocasionou a concentração dos sólidos dissolvidos já presentes nesse ponto (Figuras 13 e 21). De outubro a fevereiro a concentração de SDT no ponto P2 teve tendência decrescente. Certamente isso aconteceu devido às precipitações ocorridas no período de outubro a fevereiro (Figura 13), que causaram diluição dos sólidos dissolvidos no corpo d'água como um todo, e no ponto P2 especificamente.

As médias das concentrações de SDT nos pontos P3 e P4 também seguiram tendência crescente de julho a outubro (Figura 21), certamente pelo prolongado período sem chuvas (Figura 13), que diminuiu o volume de água no corpo d'água, elevando a concentração de SDT. Em ambos os pontos a concentração diminuiu de outubro para janeiro (Figura 21). Com as chuvas ocorridas entre outubro e janeiro (Figura 13), certamente ocorreu diluição dos SDT na água do córrego. De janeiro para fevereiro não ocorreram alterações significativas nas concentrações de SDT. Possivelmente, as diferenças de intensidade das chuvas ocorridas entre uma campanha e outra não foram suficientes para alterar a dinâmica de SDT no córrego.

A distribuição espacial de SDT no córrego seguiu o mesmo padrão da distribuição espacial da condutividade elétrica nos meses de janeiro e fevereiro (Figuras 16 e 21). Essa similaridade aconteceu porque ambos os parâmetros estão relacionados com a salinidade da água.

Em julho, o ponto P1 apresentou concentração de SDT muito superior à dos demais pontos. Diferentemente, foi o ponto com menor CE em julho. Como falado anteriormente, possivelmente ocorreu erro de determinação neste parâmetro.

Já os pontos P2, P3 e P4 seguiram em julho, o mesmo padrão que apresentaram na condutividade elétrica. Em setembro e em outubro P4 também não seguiu a padrão da CE, mas os outros pontos seguiram (Figuras 16 e 21).

A concentração de SDT no lixiviado foi crescente de julho a outubro (Figura 21). Em dezembro ocorreu diminuição da concentração, que se manteve próxima a 500 mg L^{-1} até fevereiro. Certamente ocorreu diminuição do volume de líquido na lagoa de julho a outubro, devido à ausência de precipitações significativas nesse período (Tabela 4), e conseqüente concentração dos sólidos dissolvidos. Com o início do período chuvoso ocorreu diluição desses sólidos e possivelmente aporte

dos mesmos através do escoamento superficial, resultando em concentrações semelhantes durante todo esse período.

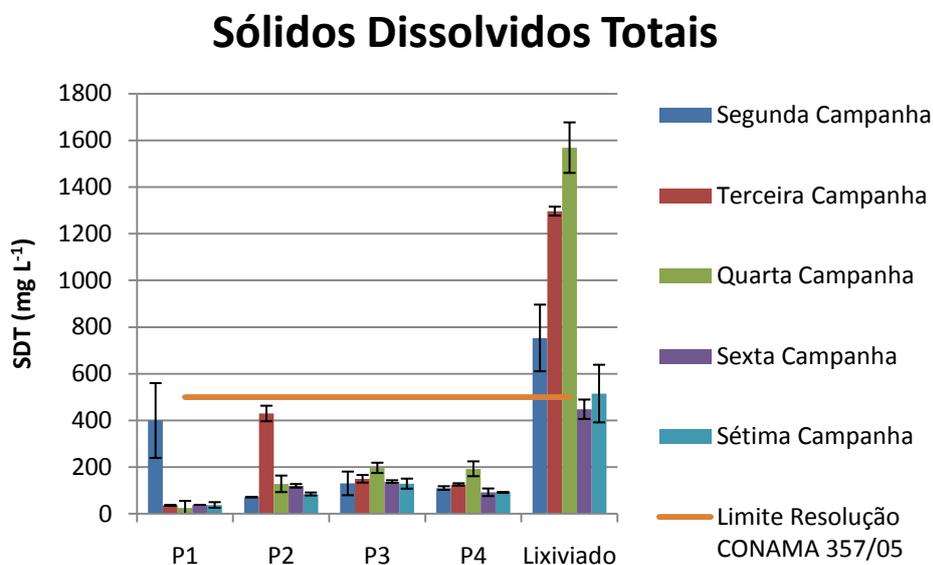


Figura 21 – Sólidos dissolvidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.10. Sólidos Totais

Como os sólidos totais são constituídos pela soma dos sólidos dissolvidos totais e dos sólidos suspensos totais, sua dinâmica seguiu a mesma tendência do tipo de sólido que predominou em cada ponto e em cada época de amostragem.

O ponto P1 apresentou predominância de sólidos suspensos na água nos meses de setembro, outubro e fevereiro. Em julho e janeiro ocorreu predominância de SDT (Figura 23). Como a água de P1 é a única de origem subterrânea dentre os pontos amostrados, foi o único ponto em que foi observada predominância de SST na composição de ST na maior parte do período avaliado.

No ponto P2, ocorreu predominância de SST em outubro, nos demais meses SDT predominou. Nos pontos P3 e P4 e no lixiviado ocorreu predominância de SDT em todas as épocas de amostragem (Figura 23).

A variação espacial de ST seguiu as mesmas tendências de SDT em julho, setembro e janeiro (Figuras 21 e 22). Em outubro P2 não seguiu essa tendência, e em fevereiro, P1 também não (Figuras 21 e 22). Em ambos os casos, a predominância de SST na composição dos ST foi responsável por isso.

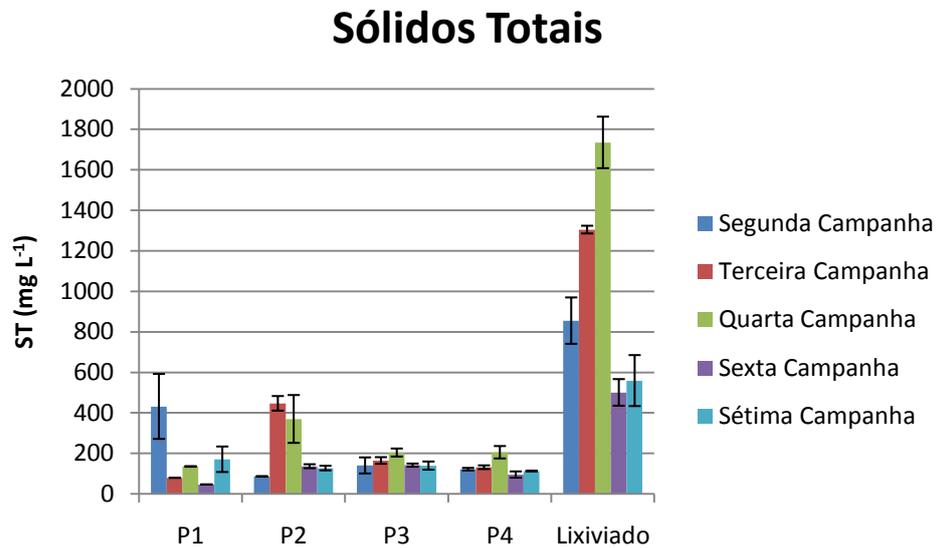


Figura 22 – Sólidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

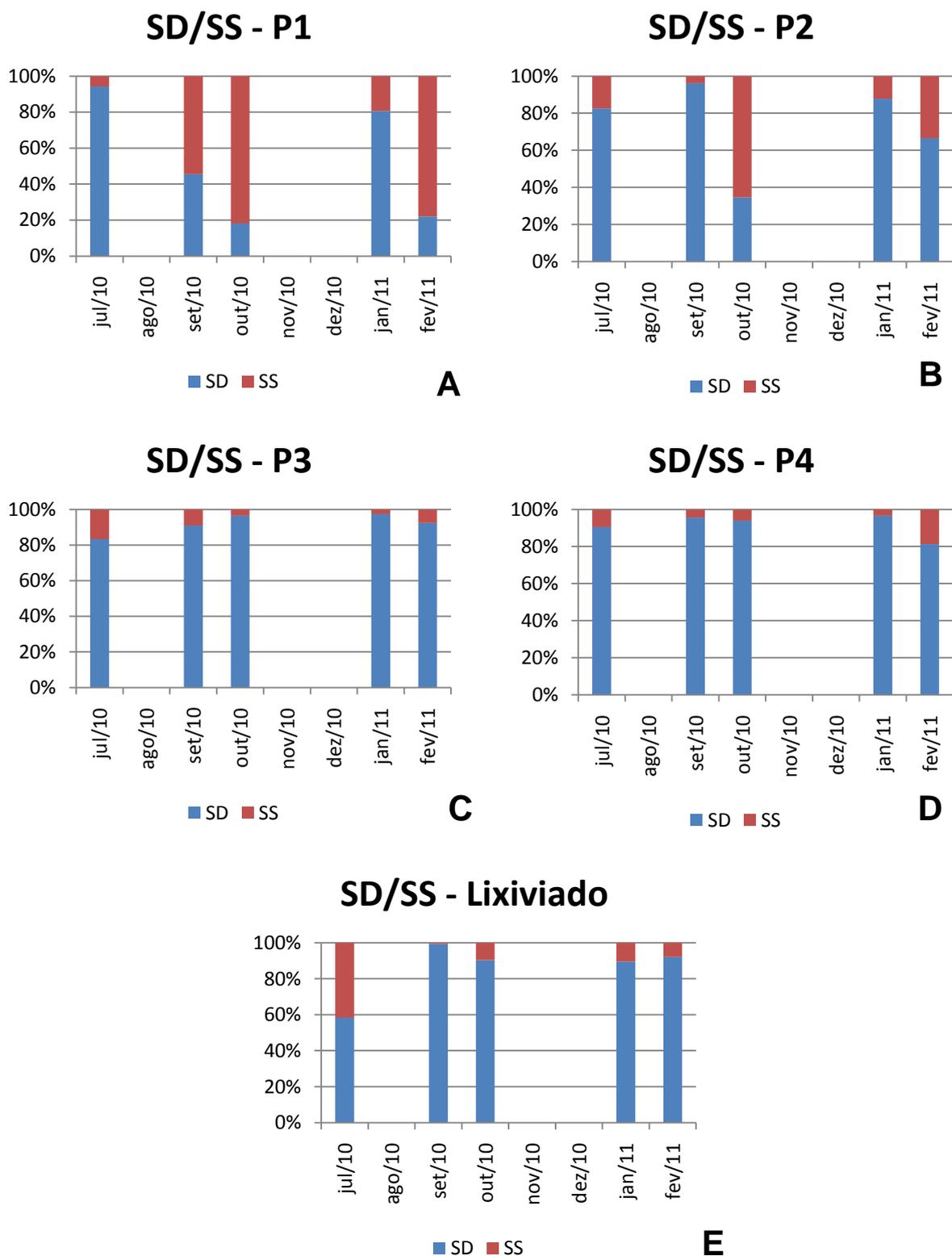


Figura 23 - - Porcentagem de sólidos solúveis totais e de sólidos suspensos totais na composição dos sólidos totais da água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010

4.2.11. Fósforo total

A Resolução CONAMA 357/05 estabelece para águas de classe 2 concentração máxima de fósforo total (P-total) em ambientes intermediários (que apresentam tempo de residência entre dois e 40 dias) e tributários diretos de ambientes lênticos de $0,050 \text{ mg L}^{-1}$. Como o Córrego Sombrio alimenta tanques de piscicultura, todos os pontos foram considerados tributários diretos de ambiente lêntico.

A concentração de P-total no ponto P1 não ultrapassou o limite da legislação nos meses de julho e setembro, entretanto, nos outros meses de amostragem este limite foi ultrapassado (Figura 24). No ponto P2, a concentração de P-total não excedeu o limite da legislação em julho, mas em todas as outras campanhas de amostragem o limite foi excedido (Figura 24). No ponto P3 o limite foi excedido em outubro e devido ao desvio padrão dos resultados, pode ter excedido também em fevereiro (Figura 24). Já no ponto P4, a concentração máxima de P-total não ultrapassou o limite da legislação em nenhum dos períodos de amostragem (Figura 24).

A concentração de P-total no ponto P1 apresentou variação temporal similar à observada para SST (Figuras 20 e 24). Certamente, as partículas sólidas carregadas para a nascente (P1), ou ressuspensas dos sedimentos de fundo, por efeito das chuvas, traziam fósforo adsorvido à superfície, o que indica a explicação para a similaridade de comportamento destes dois parâmetros.

Os pontos P2 e P3 tiveram variação temporal de P-total bastante similar à observada nos ST (Figuras 22 e 24), certamente porque os SST e as partículas coloidais (presentes nos SDT) tinham compostos contendo fósforo adsorvidos à sua superfície. No ponto P4 também foi verificada similaridade com a variação temporal dos ST, porém, somente até outubro (Figuras 22 e 24).

Como o fósforo é um elemento de baixa mobilidade no solo (PELLEGRINI, 2005), não se esperava que o fósforo fosse lixiviado do lixão para os pontos P1 e P2. No entanto, como o lixão está presente na área há 25 anos, isto pode ter ocorrido. Além disso, pode ter ocorrido aporte de fósforo através das águas de drenagem do lixão.

Fósforo total

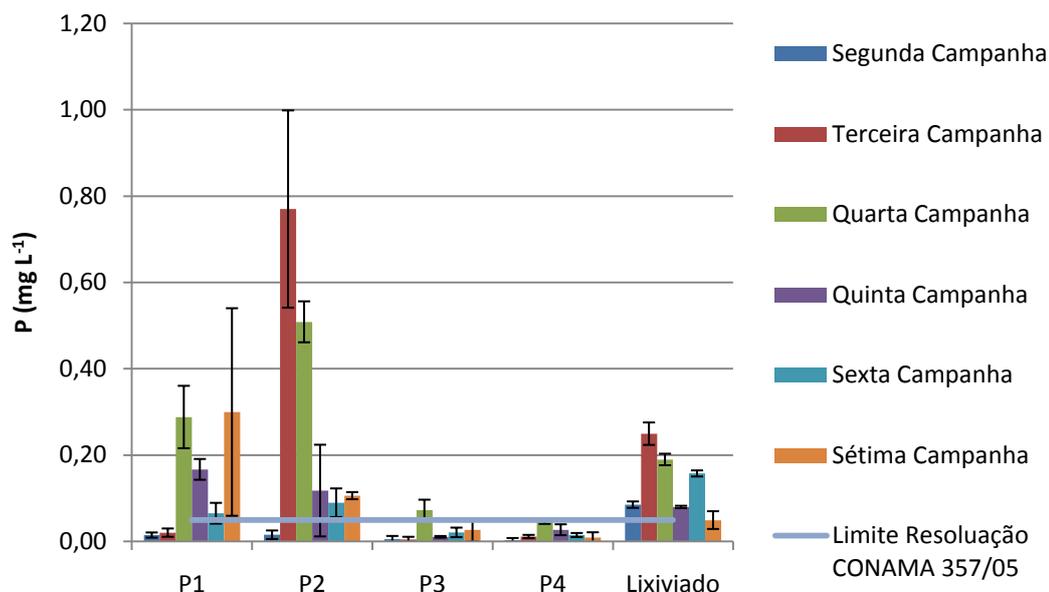


Figura 24 – Concentração de fósforo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

No lixiviado, a variação temporal da concentração de P-total não seguiu a variação dos ST como nos outros pontos, no entanto, seguiu a variação temporal do pH em todos os meses em que foi avaliado e, seguiu a variação de OD a partir de setembro (Figuras 15; 22 e 24). Possivelmente, elevações no pH e diminuições no OD liberaram compostos fosfatados que estavam previamente adsorvidos nas partículas do lodo de fundo. Da mesma forma, diminuição do pH e aumento no OD podem ter resultado em maior reabsorção do P (KOSKI- VÄHÄLÄ & HARTIKAINEN, 2001).

Na variação espacial do P-total, em todos os meses avaliados, ocorreu diminuição da concentração no ponto P2 em direção ao ponto P4 (Figura 24), certamente, porque o fósforo foi adsorvido às partículas dos sedimentos ao longo do córrego ou porque este foi absorvido pela plantas aquáticas ao longo do percurso do córrego.

O ponto P2 apresentou maior concentração que o P1 em setembro e outubro. Em julho, dezembro, janeiro e fevereiro, os dois pontos tiveram concentrações aproximadamente iguais (Figuras 24).

4.2.12. Cianeto Livre

O cianeto livre (CN⁻) foi determinado apenas nos meses de junho e setembro. O limite de CN⁻ estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 é 0,005 mg L⁻¹, que foi ultrapassado somente no ponto P1 no mês de setembro, em que a concentração observada foi 0,01 mg L⁻¹. Em todos os outros pontos não foi detectada a presença de CN⁻ em ambos os meses avaliados.

Como o CN⁻ pode ter origem natural e não foi detectada sua presença no lixiviado, possivelmente o lixão não foi a fonte da contaminação de CN⁻ no ponto P1.

4.2.13. *Echerichia coli*

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, o limite de *E. coli* em águas doces de classe 2 é $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹. No ponto P1, somente em julho e fevereiro a população de *E. coli* na água foi inferior a este limite. Em setembro, outubro e janeiro a presença de *E. coli* em P1 ficou próxima, porém superior a $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹, já em dezembro, ficou 10 vezes acima do limite (Figura 25). A presença de *E. coli* em P1 foi certamente influenciada pelas chuvas, pois a campanha de amostragem em que foi detectada a maior população, dezembro, foi a que teve chuvas mais próximas, nos dois dias anteriores (Tabela 4). A contaminação da nascente (P1) por *E. coli* certamente aconteceu pela presença de bovinos próximos à ela

No ponto P2 a população de *E. coli* somente não ultrapassou o limite da legislação em fevereiro. No mês de setembro foi aproximadamente 4.000 vezes superior ao preconizado pela legislação. Nos meses de julho, outubro, dezembro e janeiro a presença de *E. coli* ficou próxima e superior a $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹ (Figura 25). Não foi verificado efeito das chuvas sobre a presença de *E. coli* no ponto P2, pois as populações detectadas nas campanhas de julho, no período seco, e outubro, dezembro e janeiro, no período chuvoso foram muito similares (Figuras 13 e 25). Possivelmente, o efeito do aporte de *E. coli* através do escoamento superficial foi equivalente ao efeito de diluição devido ao aumento de volume de água neste ponto. Somente em fevereiro pode ter ocorrido menor aporte de *E. coli*

em função dos 18 dias com poucas chuvas antes da campanha deste mês, ocorrendo detecção de população menor que as anteriores (Figura 25; Tabela 4). A presença constante de bovinos nas proximidades do ponto P2, certamente, foi fator preponderante para a presença elevada de *E. coli* neste ponto, não sendo possível inferir se o lixão exerceu influência sobre este parâmetro.

Os pontos P3 e P4 tiveram populações de *E. coli* muito inferiores ao máximo permitido (Figura 25), sendo que a maior população detectada no ponto P3, em setembro, foi aproximadamente duas vezes menor que o limite da legislação, enquanto, no ponto P4, em dezembro, foi aproximadamente quatro vezes inferior.

Na variação espacial deste parâmetro ocorreu decréscimo da população de *E. coli* nos pontos P2 a P4 de julho a janeiro, certamente, por fatores naturais, como competição, radiação solar, predação etc. Isto indica também que não ocorreu aporte significativo de *E. coli* ao longo do córrego. Já em fevereiro, foi observada a menor população no ponto P2 (Figura 25).

No lixiviado a concentração de *E. coli* ficou em torno de $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹ de julho a dezembro. Em janeiro e fevereiro a população decresceu (Figura 25), possivelmente devido ao efeito cumulativo de diluição das águas das precipitações ocorridas nos meses anteriores (Figura 13).

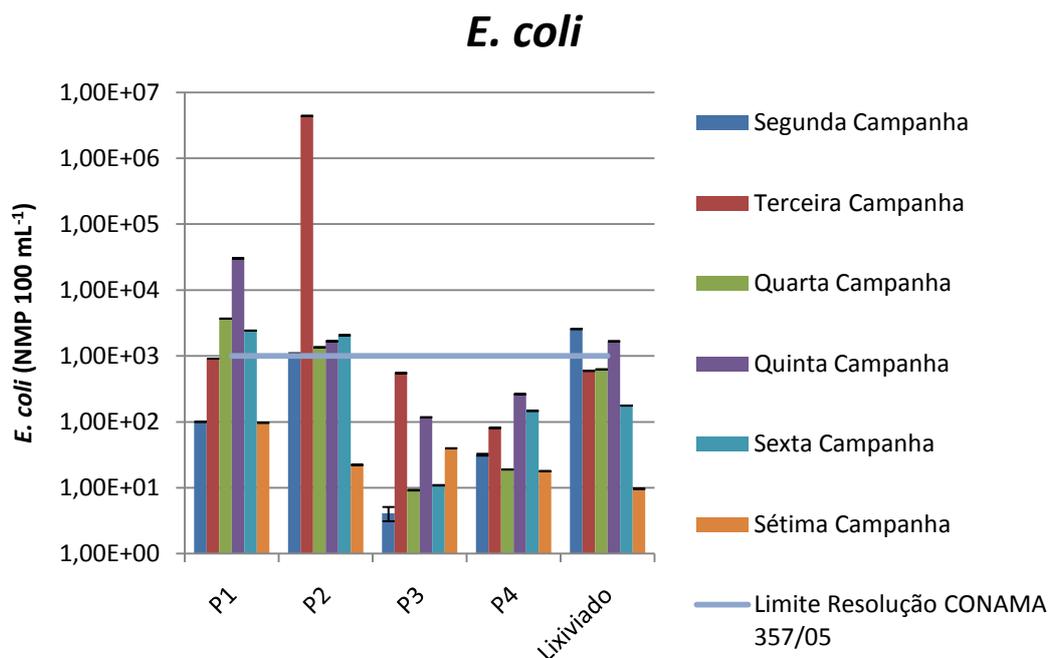


Figura 25 – População de *E. coli* na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14. Metais na água

Os resultados das análises de metais na água e no lixiviado foram comparadas com os limites da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de classe 2.

4.2.14.1. Zinco

As concentrações de Zn encontradas na água do Córrego Sombrio e do lixiviado foram sempre inferiores ao limite máximo, 018 mg L⁻¹, preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de classe 2 (Figura 26). No entanto, como Zn não é um elemento que está naturalmente presente na geologia do local, sua presença, mesmo que em pequena quantidade, tem, possivelmente, o lixão como fonte.

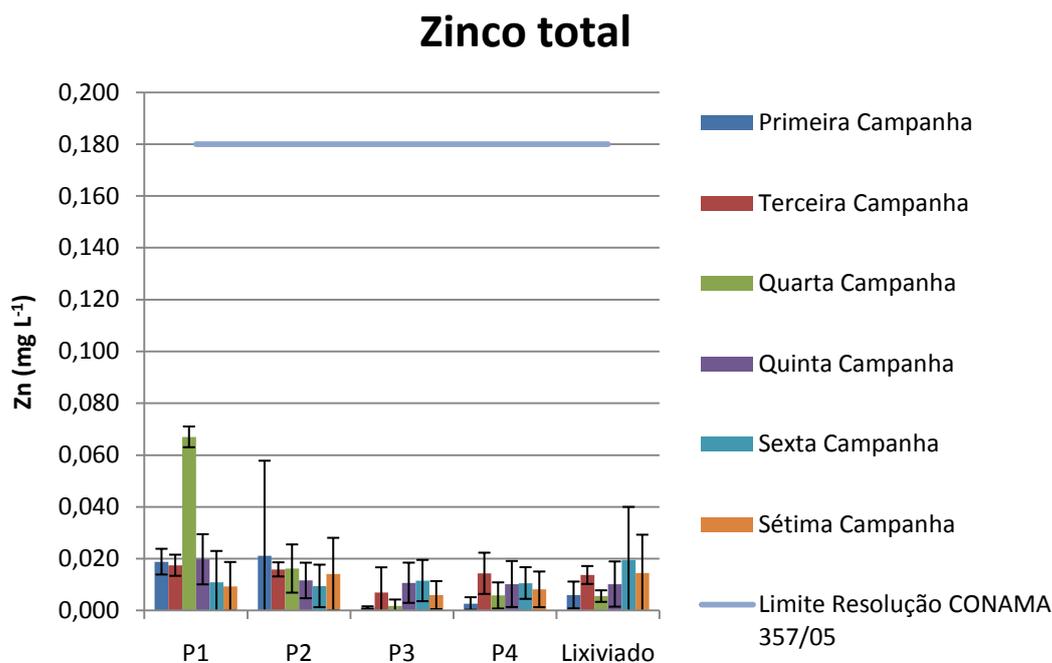


Figura 26 – Concentração de zinco na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.2. Arsênio

O limite de detecção de As no método analítico utilizado é de $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$, sendo que o limite para águas doce de classe 2 da Resolução CONAMA 357/05 é de $0,14 \mu\text{g L}^{-1}$, portanto, concentrações de As não detectadas não indicam que este elemento esteja abaixo do limite da legislação. Na Figura 27 podem ser observadas concentrações de As inferiores a $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$, o que é devido à subtração das concentrações das leituras dos brancos analíticos que tiveram concentrações de As superiores ao limite de detecção do método analítico.

A presença de As acima do limite da legislação foi detectada nos pontos P2 e P4 em um mês de monitoramento, em junho e setembro, respectivamente. No ponto P3 ocorreram concentrações médias de As acima do limite da legislação em três meses do período monitorado, neste ponto, em outubro, a média das concentrações foi aproximadamente cinco vezes superior à concentração máxima preconizada pela Resolução CONAMA 357/05 (Figura 27).

Na lagoa de acumulação o elemento As foi detectado em todos os meses avaliados e, apresentou concentrações elevadas quando comparado com o limite da legislação, sendo que em janeiro foi aproximadamente nove vezes superior a este (Figura 27). Vale ressaltar que as comparações entre as concentrações de metais na lagoa de acumulação e o limite da legislação são ilustrativas, pois não se espera que lixiviado tenha qualidade compatível com cursos d'água classe 2.

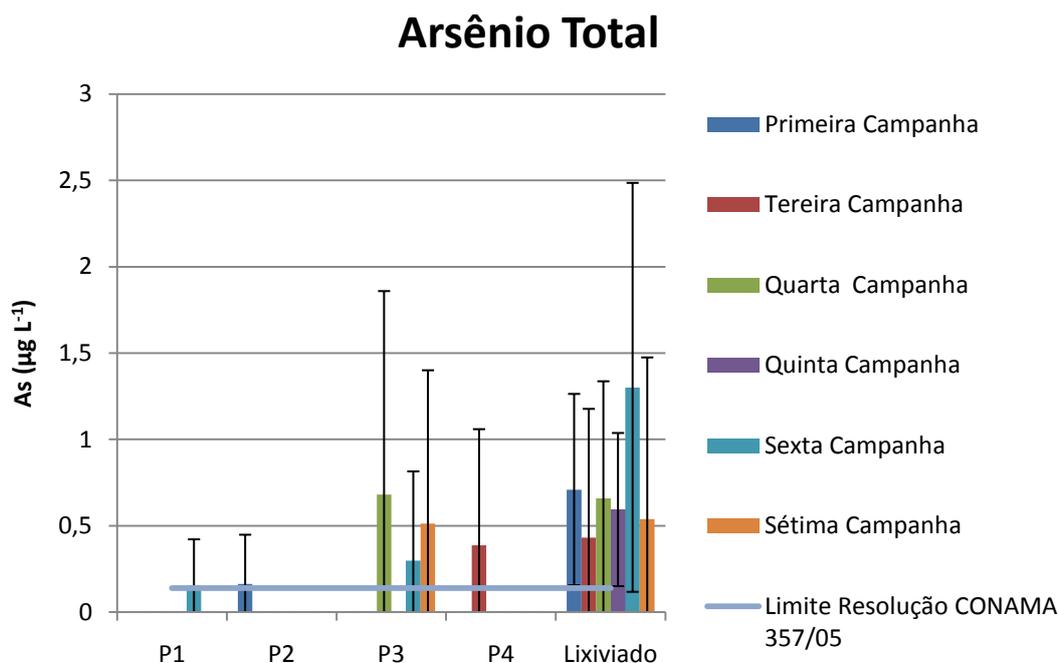


Figura 27 – Concentração de arsênio na água, em dois pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.3. Cádmio

A concentração máxima de Cd em águas doce classe 2 deve ser de 0,001 mg L⁻¹ de acordo com a Resolução CONAMA 357/05. Este limite foi ultrapassado somente no ponto P2, no mês de janeiro (Figura 28).

Nos pontos P1 e P3 foi detectada a presença de Cd somente em dezembro e janeiro, respectivamente. E, nos dois casos, as concentrações estavam abaixo do

limite da legislação. No ponto P4 não ocorreu detecção de Cd em nenhuma das campanhas de amostragem (Figura 28).

Na lagoa de acumulação o elemento Cd foi detectado em outubro e janeiro (Figura 28), e nos dois casos as concentrações estiveram abaixo do limite de 0,001 mg L⁻¹.

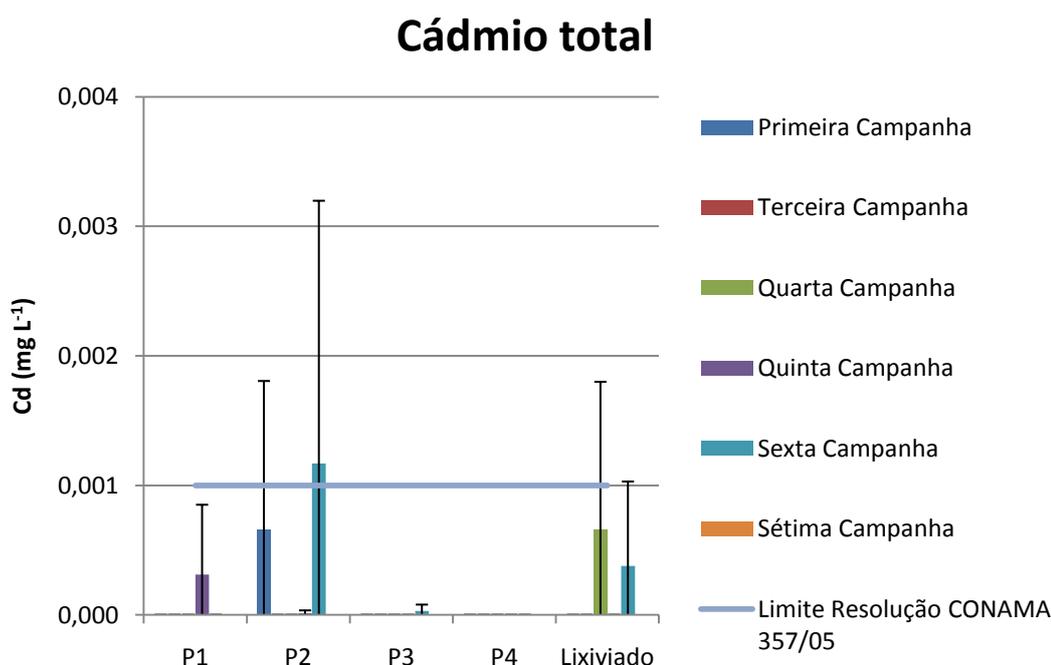


Figura 28 – Concentração de cádmio na água, em dois pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.4. Níquel

A Resolução CONAMA 357/05 estabelece a concentração de 0,025 mg L⁻¹ como limite de Ni em águas doce de classe 2. Os quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio, P1, P2 P3 e P4 apresentaram, pelo menos em um dos meses de amostragem, concentrações de Ni acima desse limite ao longo do período avaliado no presente trabalho (Figura 29).

A concentração de Ni no ponto P1, em outubro, foi a maior encontrada em todo o período de monitoramento, sendo esta aproximadamente nove vezes superior

ao limite preconizado para águas doce de classe 2 (Figura 29). Outro evento que se destacou dos demais foi a concentração de Ni no ponto P3 em janeiro, em que esta foi aproximadamente cinco vezes superior à 0,025 mg L⁻¹.

No lixiviado da lagoa de acumulação a concentração de ni ultrapassou o limite da legislação somente em outubro (Figura 29).

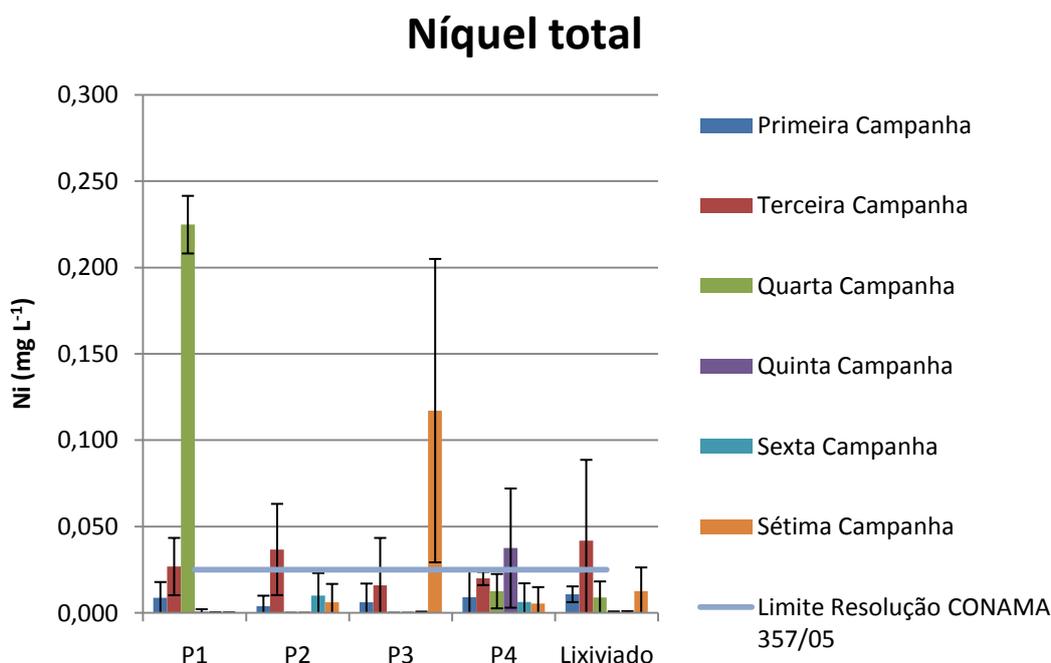


Figura 29 – Concentração de níquel na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.5. Cromo

A concentração máxima de Cr preconizada pela Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de classe 2 é 0,05 mg L⁻¹. Durante o período de monitoramento foi verificado nos pontos P1, P2 e P4 concentrações de Cr acima deste valor. Nos pontos P1 e P4 ocorreram três não conformidades, enquanto no ponto P2 ocorreu uma não conformidade (Figura 30).

A maior concentração de Cr detectada no Córrego Sombrio ocorreu em outubro, no ponto P1, e teve valor aproximadamente 11 vezes superior ao limite da

legislação. No ponto P2, em setembro, e no ponto P4, em dezembro, foram verificadas concentrações de Cr aproximadamente três vezes superiores a este limite.

No ponto P3, as concentrações médias de Cr sempre estiveram abaixo do limite permitido pela legislação. No entanto, levando-se em consideração o desvio padrão das concentrações das três amostras avaliadas, em junho, a concentração na água pode ter excedido o limite (Figura 30).

No lixiviado da lagoa de acumulação a concentração de Cr excedeu o limite da legislação somente em outubro (Figura 30).

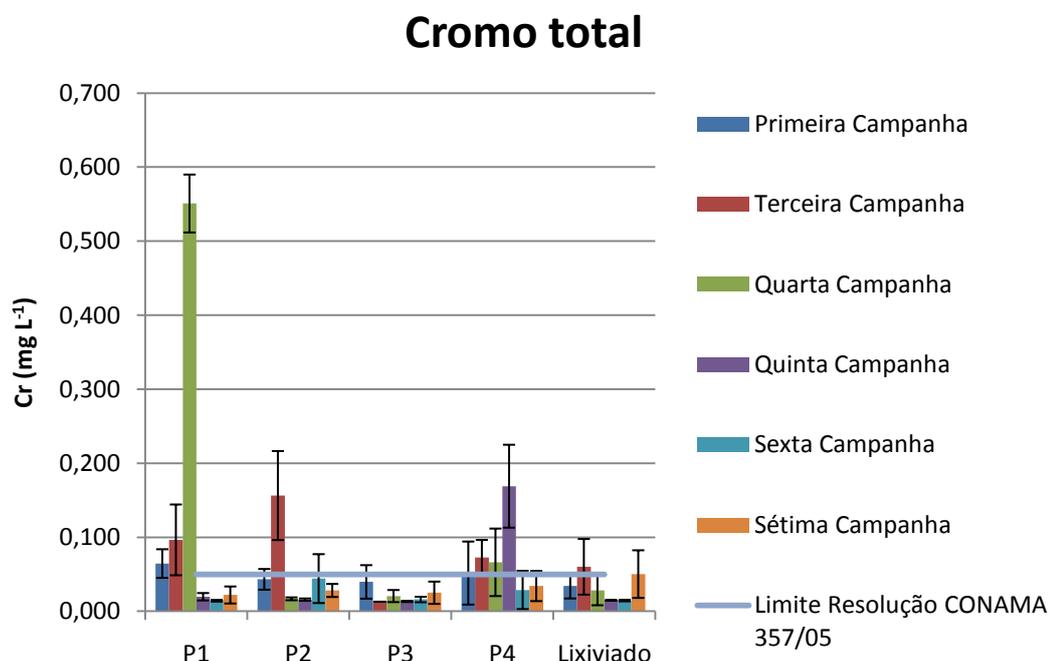


Figura 30 - Concentração de cromo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.6. Chumbo

A concentração máxima de Pb permitida águas doce de classe 2 pela Resolução CONAMA 357/05 é 0,01 mg L⁻¹. A média das concentrações de Pb no Córrego Sombrio, durante o período avaliado, foi superior à este limite somente no

ponto P1, em outubro (Figura 31). Neste evento, a concentração de Pb esteve aproximadamente três vezes superior ao limite.

No ponto P3, em fevereiro, a média das concentrações foi inferior ao limite da legislação, no entanto, o desvio padrão da média foi superior a este, indicando que foram detectadas concentrações superiores entre as repetições (Figura 31).

Não foram detectadas concentrações não conformes de Pb nos pontos P2 e P4.

No lixiviado da lagoa de acumulação a maior concentração de Pb detectada foi 0,002 mg L⁻¹, valor cinco vezes inferior ao limite da legislação, mostrando que as concentrações de Pb encontradas no lixiviado foram baixas.

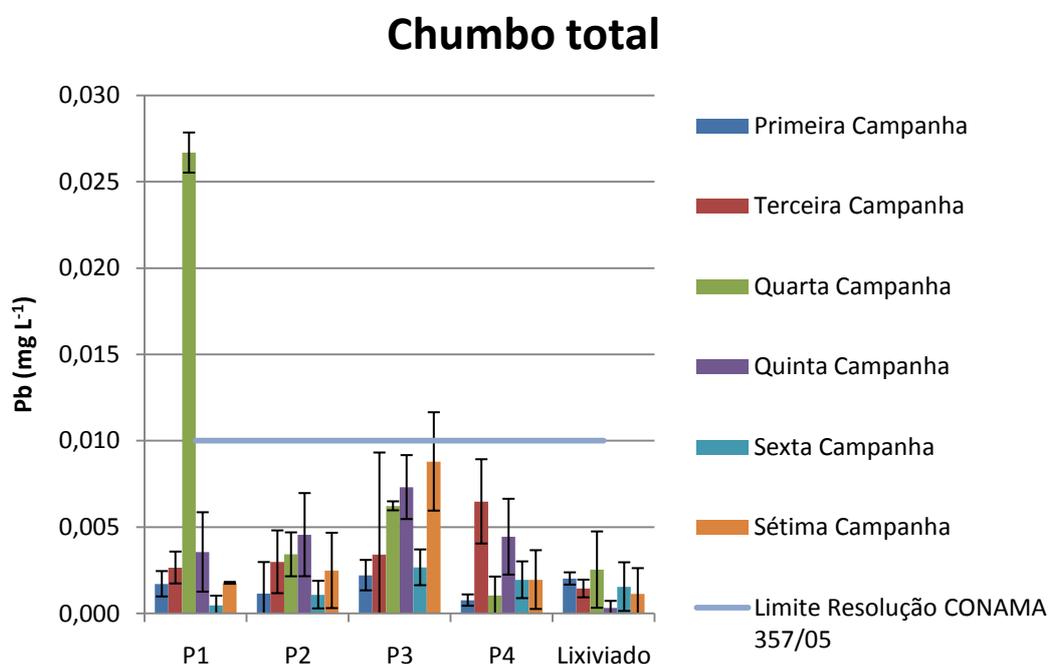


Figura 31 – Concentração de chumbo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.14.7. Manganês

A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doce da classe 2. Todos os pontos de monitoramento do Córrego Sombrio apresentaram concentrações de Mn não conformes durante o período avaliado.

Foi detectada concentração de Mn superior ao limite da legislação o ponto P1 em fevereiro. Nos pontos P2 e P3, a concentração de Mn foi não conforme em 83% do período de avaliação. No ponto P4, em 50% do período avaliado, foram verificadas não conformidades na concentração de Mn (Figura 32).

Os pontos P3 e P4 apresentaram as maiores concentrações entre os pontos de monitoramento no Córrego Sombrio, sendo que as maiores foram aproximadamente 11 e seis vezes superiores ao limite da legislação, e ocorreram em dezembro e outubro, respectivamente.

A concentração de Mn no lixiviado ficou acima do limite da legislação em apenas uma das campanhas de monitoramento, em dezembro (Figura 32). Quando o limite da Resolução CONAMA 357/05 é tomado como referência, as concentrações de Mn verificadas no lixiviado foram baixas concentrações.

Como o Mn é um elemento que está naturalmente presente na pedologia da região, sua presença em elevadas concentrações foram naturais, e não influência do lixão sobre o Córrego.

Manganês total

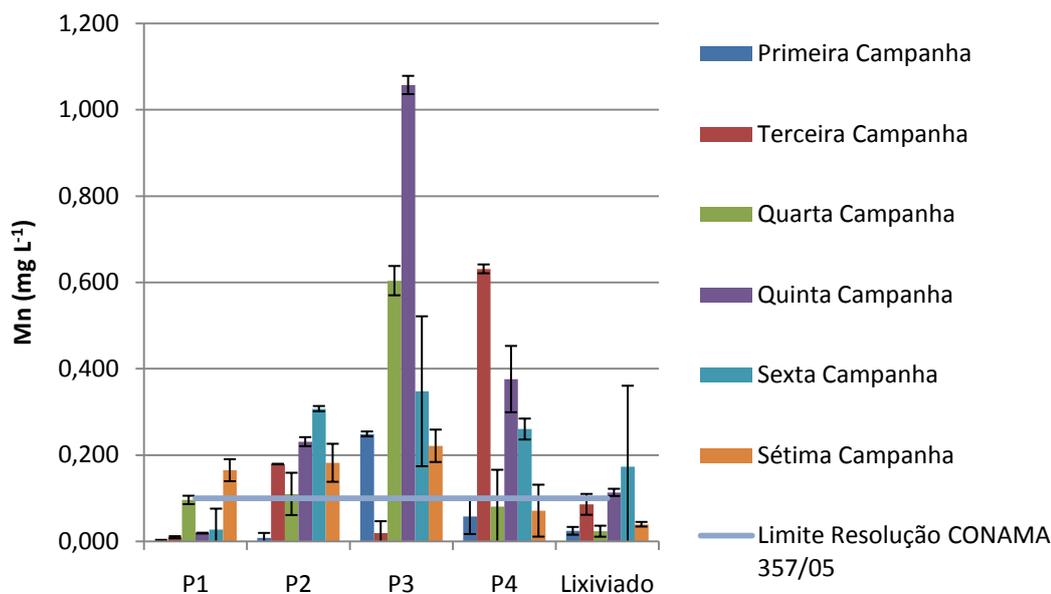


Figura 32 - – Concentração de manganês na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Os elementos Zn, Cd e Pb tiveram poucas ou nenhuma não conformidade durante o período avaliado. No entanto, como não há indícios da presença de outra fonte para esses metais na região, sua presença na água do Córrego Sombrio certamente está relacionada ao lixão localizado na área.

Os metais As, Ni, Mn e Cr foram os que apresentaram o maior número de não conformidades no período de monitoramento. As altas concentrações de Mn estão relacionadas com a presença natural deste metal nas rochas do local. Já as altas concentrações de As, Ni e Cr certamente estão relacionadas com a presença do lixão no entorno do Córrego Sombrio, pois não há conhecimento de outras possíveis fontes desses elementos na região.

4.2.15. Metais nos sedimentos

Foram realizadas análises para determinar a presença dos elementos Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, As, Cd, Fe, Mn e Al nos sedimentos. Não existem limites na legislação

para Fe, Al e Mn em sedimentos. Os outros elementos analisados foram comparados com os níveis 1 e 2 de qualidade preconizados pela Resolução CONAMA 344/04. Esta resolução considera como nível 1 o limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, enquanto o nível 2 é o limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota.

O elemento As não foi detectado em nenhuma das amostras de sedimento dos pontos avaliados nas campanhas de amostragem realizadas.

4.2.15.1. Zinco

De acordo com a Resolução CONAMA 344/04, o nível 1 de qualidade de sedimentos para o elemento Zn corresponde ao teor de 123 mg kg^{-1} e, o nível 2 corresponde a 315 mg kg^{-1} .

O teor de Zn nos sedimentos dos pontos P1, P2, P3 e P4 ficaram abaixo do nível 1 de qualidade em todo o período avaliado. No entanto, o desvio padrão das médias de janeiro nos pontos P1 e P2 ultrapassaram o nível 1, indicando que ocorreram amostras com teor maior que este (Figura 33).

O lodo da lagoa de estabilização também apresentou teores de Zn inferior ao teor do nível 1 da Resolução CONAMA 344/04 em todo o período avaliado (Figura 33).

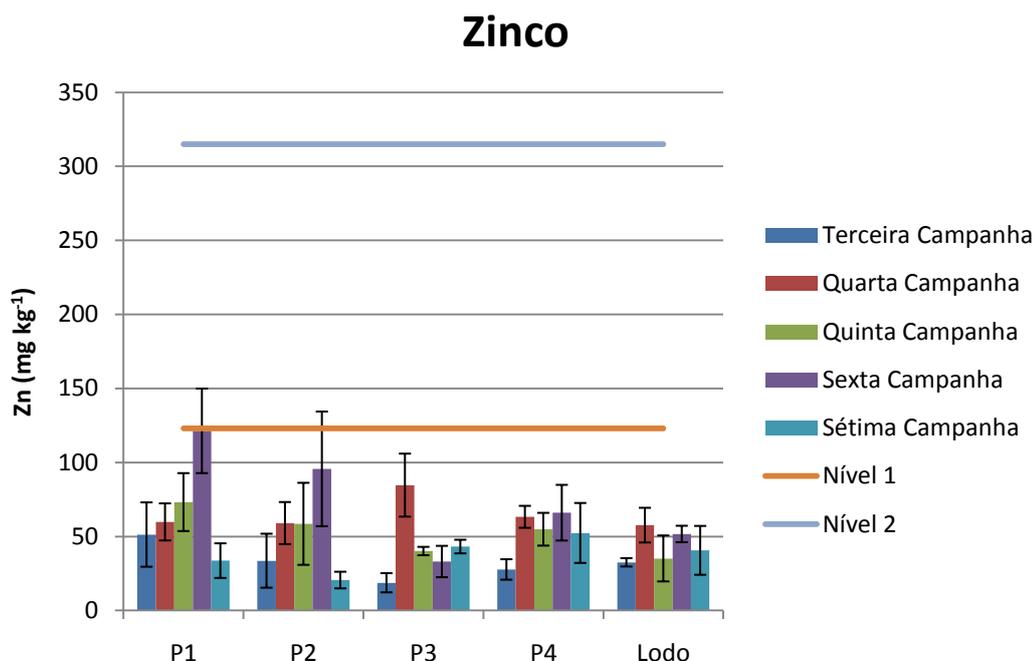


Figura 33 – Teor de zinco nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.2. Níquel

O nível 1 de qualidade corresponde ao teor de Ni de 18 mg kg^{-1} , e o nível 2 corresponde a $35,9 \text{ mg kg}^{-1}$.

Verifica-se, nos sedimentos dos pontos P1, P2, P4 teores de Ni superiores ao nível 2 em janeiro, fevereiro e dezembro, respectivamente. No ponto P3 foram verificados teores de Ni superiores ao nível 2 em setembro e dezembro, sendo que em setembro encontrou-se neste ponto teor aproximadamente 67 vezes superior ao nível 2 de qualidade (Figura 34).

Além disso, foi verificado no ponto P1 teor de Ni nos sedimentos superior somente ao nível 1 em fevereiro. Os pontos P2, P3 e P4 apresentaram teores de Ni superiores somente ao nível 1 em duas campanhas de amostragem, o ponto P2 em dezembro e janeiro e, os pontos P3 e P4 em outubro e fevereiro (Figura 34).

No lodo da lagoa de acumulação o teor de Ni se manteve abaixo do nível 1 se setembro a janeiro. Somente em fevereiro foi detectado neste substrato teor de Ni superior ao valor do nível 1 de qualidade (Figura 34).

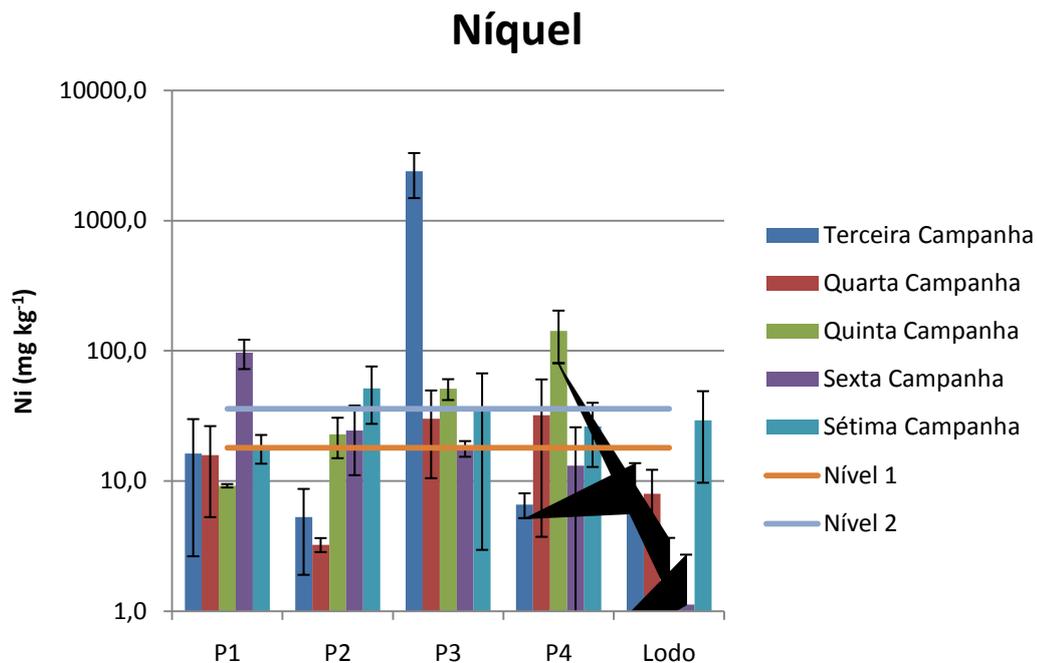


Figura 34 – Teor de níquel nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.3. Cádmio

O teor de Cd correspondente ao nível 1 de qualidade é $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ e, o correspondente ao nível 2 é $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$.

Nos sedimentos do ponto P1 a presença de Cd foi detectada somente em janeiro, quando o teor do elemento foi aproximadamente o dobro do teor do nível 2 de qualidade (Figura 35).

No ponto P2 não foi detectada a presença de Cd nos sedimentos em nenhuma das campanhas de amostragem (Figura 35).

Foi detectada a presença de Cd nos sedimentos do ponto P3 em setembro, outubro e fevereiro e, nos três meses os teores do elemento foram superiores ao nível 1 de qualidade. Nos sedimentos do ponto P4, em dezembro, também foi detectado teor de Cd acima do nível 1 (Figura 35).

A presença de Cd no lodo da lagoa de acumulação somente nos meses de setembro e fevereiro, sendo que em setembro este foi superior ao nível 1 de qualidade (Figura 35).

Cádmio

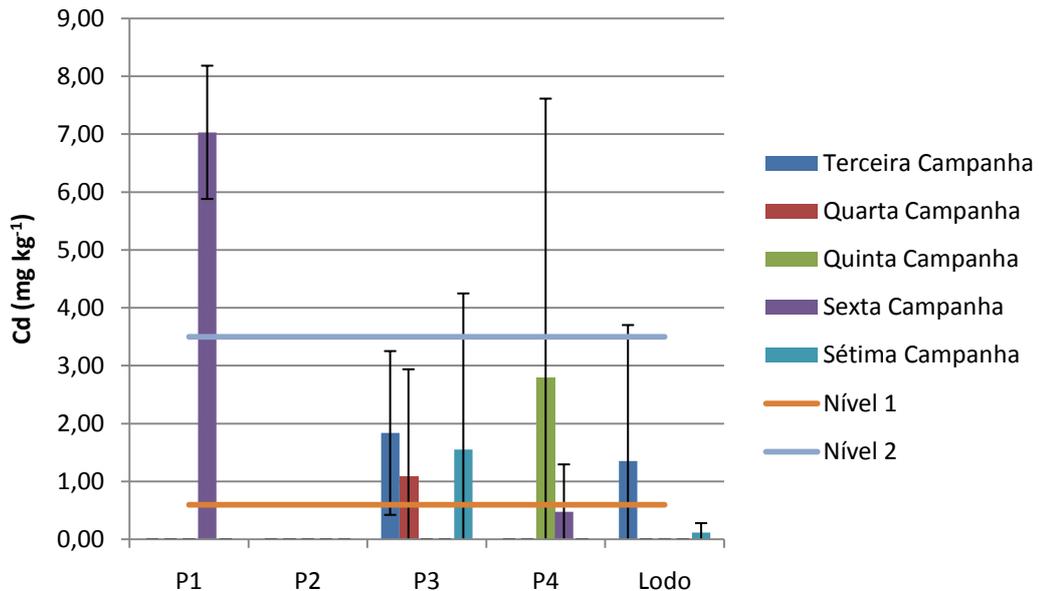


Figura 35 – Teor de cádmio nos sedimentos, em três pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.4. Chumbo

O nível 1 de qualidade estabelecido pela Resolução CONAMA 344/04 corresponde ao teor de Pb de 35 mg kg^{-1} e o nível 2 corresponde a $91,3 \text{ mg kg}^{-1}$.

A média dos teores de Pb nos sedimentos dos pontos de monitoramento do Córrego Sombrio ficaram abaixo do teor do nível 1 de qualidade durante todo o período avaliado. No entanto, em todos os pontos ocorreram eventos em que o desvio padrão da média ultrapassou o nível, portanto, em alguma das amostras o teor de Pb estava acima deste valor. Isto ocorreu no ponto P1 em dezembro, no ponto P2 em dezembro, janeiro e fevereiro, no ponto P3 em janeiro e, no ponto P4 em dezembro e janeiro (Figura 36).

No lodo da lagoa de acumulação os teores de Pb apresentaram a mesma tendência dos sedimentos do Córrego Sombrio, se mantendo com as médias abaixo do nível 1, porém, em três campanhas de amostragem, apresentaram desvio padrão das médias superior a este valor, indicando que ocorreram amostras com teores superiores ao nível 1 (Figura.36).

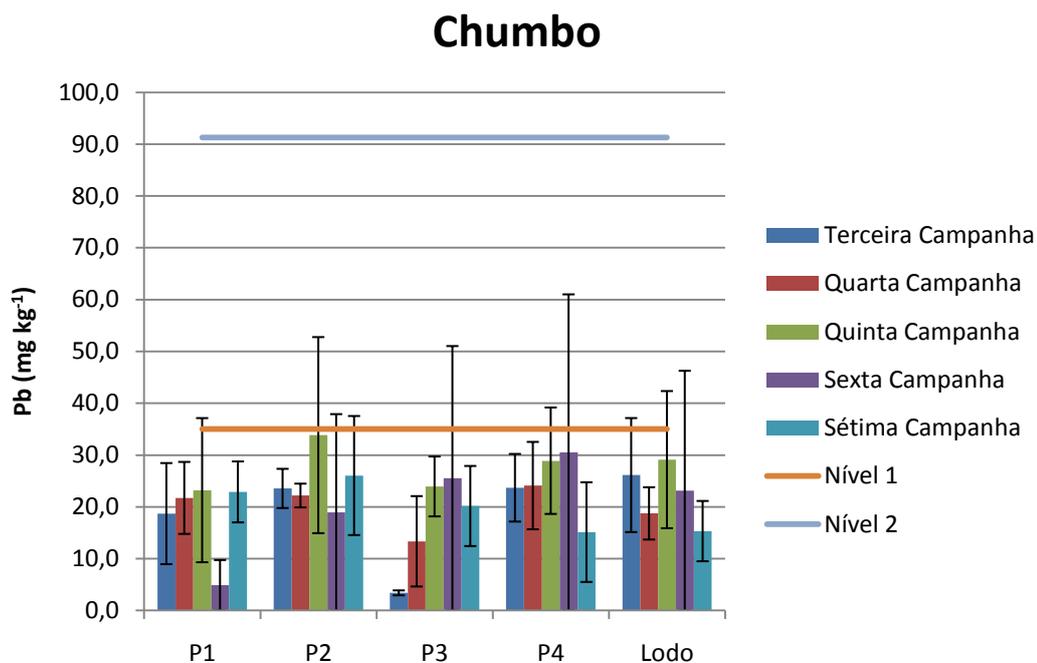


Figura 36 – Teor de chumbo nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.5. Cromo

O nível 1 de qualidade de sedimentos apresenta teor de Cr de $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e, o nível 2 de 90 mg kg^{-1} .

Todos os pontos de monitoramento do Córrego Sombrio tiveram teores de Cr superiores ao nível 1 de qualidade durante o período avaliado. Foi verificado nos pontos P1, P3 e P4 teores de Cr acima do nível 1 em 80% das campanhas de amostragem. Já no ponto P2 isto ocorreu em todas as campanhas (Figura 37).

Não ocorreram médias superiores ao nível 2 de qualidade, no entanto, em outubro, o desvio padrão da média no ponto P3 foi superior a ele

Os teores de Cr no lodo da lagoa de acumulação foram superiores ao nível 1 em 40% das campanhas, ou seja, 2 campanhas, em outubro e janeiro (Figura 37).

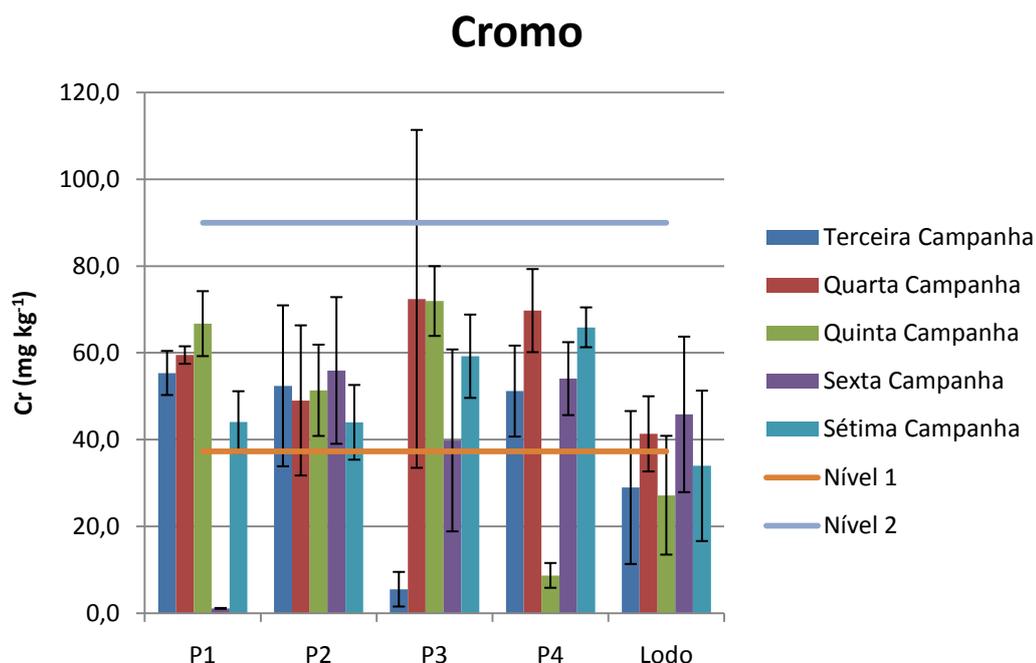


Figura 37 – Teor de cromo nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.6. Cobre

O teor de Cu correspondente ao nível 1 de qualidade de sedimentos é 35,7 mg kg⁻¹ e, o correspondente ao nível 2 é 197 mg kg⁻¹.

Foi verificado nos pontos P1 e P2 teores de Cu superiores ao nível 1 em janeiro. No ponto P1 o teor foi, inclusive superior ao nível 2 de qualidade. No ponto P4 o teor de Cu foi superior ao nível 1 em dezembro (Figura 38).

Nos sedimentos do ponto P3 os teores de Cu ficaram abaixo do nível 1 em todo o período avaliado, mas, em outubro o desvio padrão da média ultrapassou este valor de referência, indicando que pode ter havido amostras com teor superior a este (Figura 38)

O lodo da lagoa de acumulação apresentou teores de Cu inferiores ao nível 1 durante todo o período de monitoramento (Figura 38).

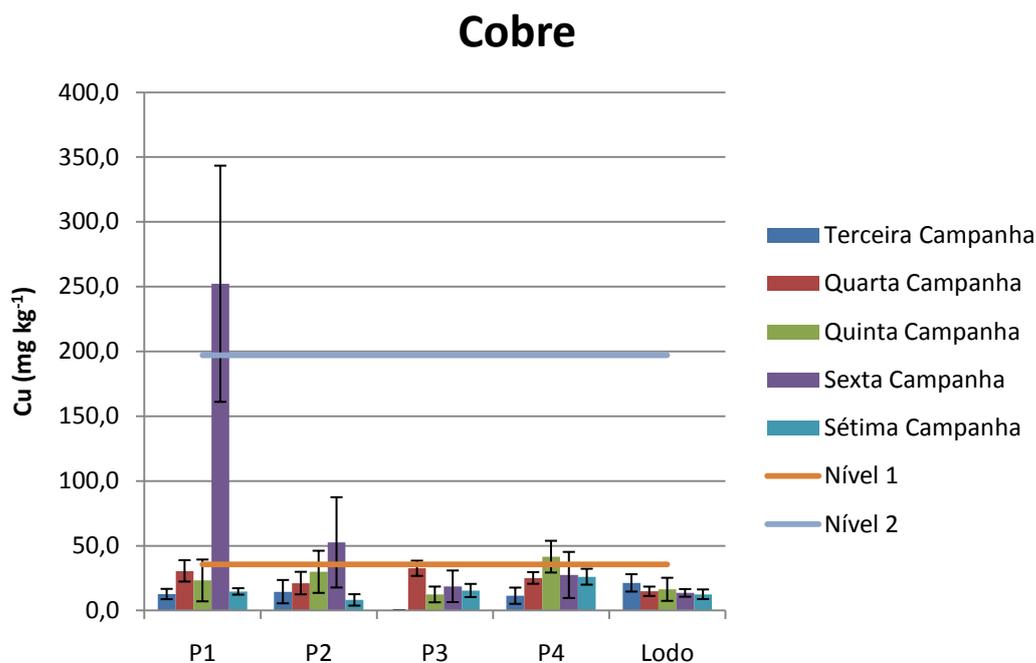


Figura 38 – Teor de cobre nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.15.7. Alumínio, ferro e manganês

Como os níveis de qualidade da Resolução CONAMA 344/04 não contemplam os elementos Al, Mn e Fe e, não existem outras legislações que abordem sobre este assunto, não existem valores de referência para seus teores em sedimentos.

Nas figuras 39, 40 e 41 são apresentadas as variações de Al, Mn e Fe nos pontos de monitoramento durante o período de monitoramento. Os teores são elevados em comparação com os demais metais analisados, principalmente devido ao fato de que Al, Mn e Fe são elementos naturalmente presentes na geologia local. Portanto a presença desses metais não está relacionada com a presença do lixo na área.

Alumínio

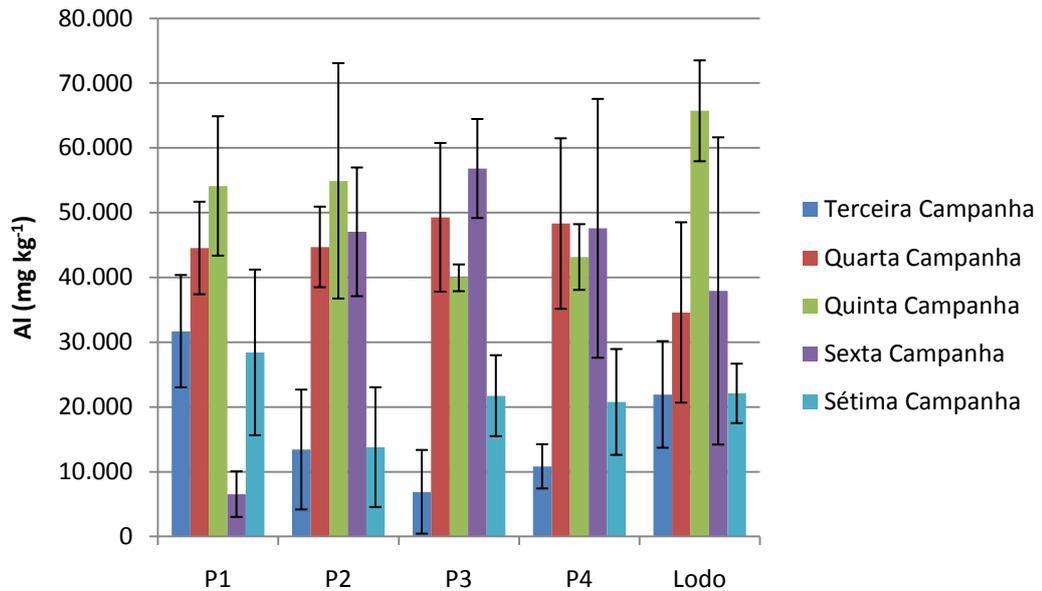


Figura 39 – Teor de alumínio nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Manganês

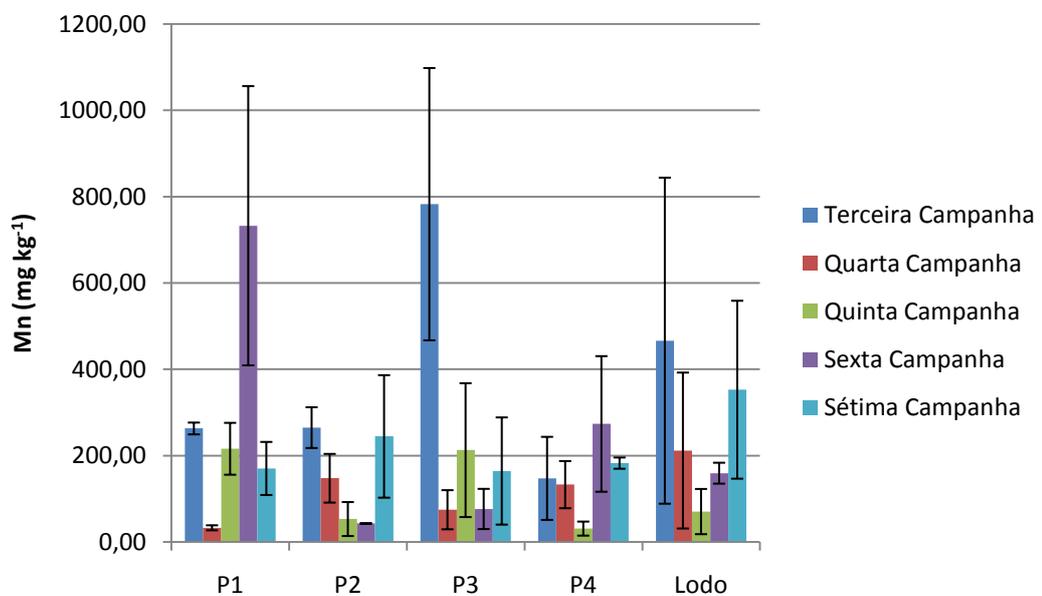


Figura 40 - Teor de manganês nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

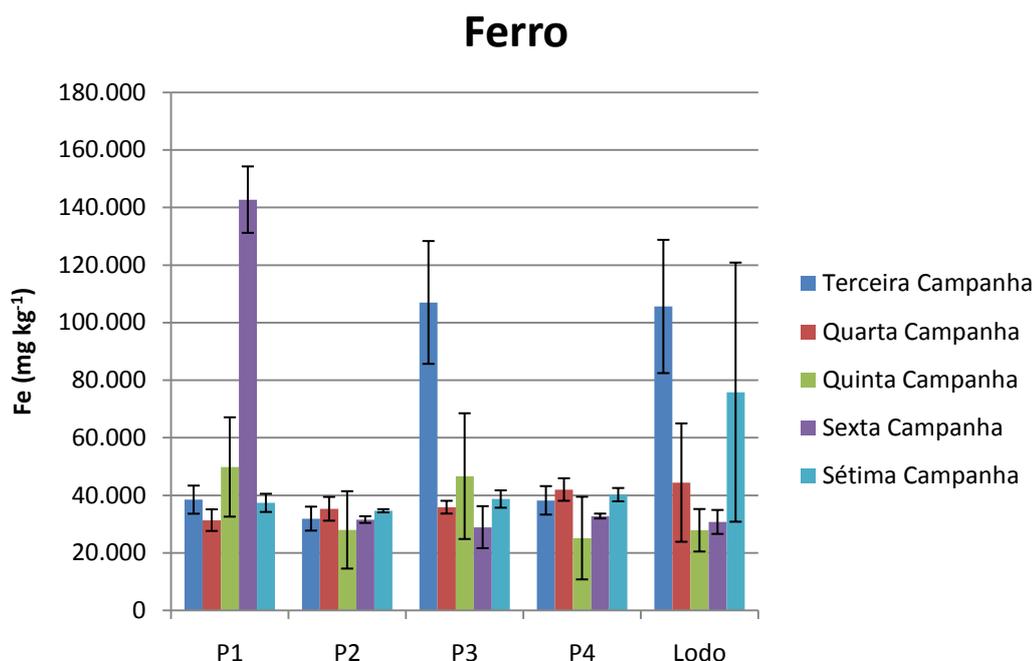


Figura 41 - Teor de ferro nos sedimentos, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Os teores de Mn, Ni, Cr, Zn e Pb nos sedimentos foram sempre superiores aos teores na água, indicando que estes metais foram sorvidos em maior quantidade do que dissolvidos ou ficando em suspensão. Portanto estão sendo mais depositados do que transportados. No entanto os metais depositados podem ser liberados novamente para a coluna d'água caso ocorram mudanças propícias nas condições do meio, como aumento da energia de transporte do Córrego Sombrio, por exemplo.

Os elementos Zn, Cd, Pb, Cu apresentaram poucas ou nenhuma não conformidade, mas, como não são elementos naturalmente presentes na geologia local e não se conhece outra possível fonte deles na área, sua presença certamente está relacionada com o lixão na área.

Da mesma forma que ocorreu na água, os metais Ni e Cr apresentaram o maior número de não conformidades entre os metais analisados nos sedimentos. Estes elementos também não fazem parte da geologia local e não indícios de outras possíveis fontes, portanto, certamente, estão presentes devido ao lixão.

4.2.16. Metais nos peixes

As concentrações de Pb e Cd nos peixes foram inferiores aos limites estabelecidos pela Portaria 685/1998 da ANVISA (2,0 e 1,0 mg kg⁻¹, respectivamente) em todos os meses avaliados (Figura 42-A e B). No entanto, em outubro uma das amostras de tambaqui avaliadas apresentou concentração de Pb superior ao limite da legislação (Figura 42-A).

Durante o período avaliado foi observada somente uma não conformidade na concentração de Pb no ponto P1 de amostragem. Nos sedimentos do córrego também não foram identificadas não conformidades em relação à concentração de Pb. Nem no lixiviado ou no lodo da lagoa de acumulação as concentrações de Pb ultrapassaram os limites legais. Dessa maneira, possivelmente, a presença do lixão à montante do Pesque-Pague não foi fator preponderante para a presença de Pb no tecido muscular dos tambaquís analisados em outubro.

Em fevereiro, foi observado, nas tilápias analisadas, concentração do elemento As superior ao limite de 1,0 mg kg⁻¹ estabelecido pela legislação. Além disso, em dezembro, janeiro e fevereiro as amostras de tambaqui analisadas apresentaram desvio padrão das concentrações acima do limite da legislação.

Foi detectada a presença do elemento As na água do ponto P4, ponto do córrego imediatamente à montante dos tanques de piscicultura, acima do limite da legislação somente no mês de outubro. No entanto, como mencionado anteriormente, o limite de detecção do método utilizado para determinação de As na água é superior ao limite da legislação, portanto, podem ter ocorrido concentrações não conformes durante o período de monitoramento que não tenham sido detectadas. Além disso, o ponto de monitoramento imediatamente a montante do ponto P4 apresentou não conformidade de As em três dos seis meses de monitoramento. Dessa maneira, existe a possibilidade da água do córrego ter sido a fonte da contaminação por As dos peixes analisados.

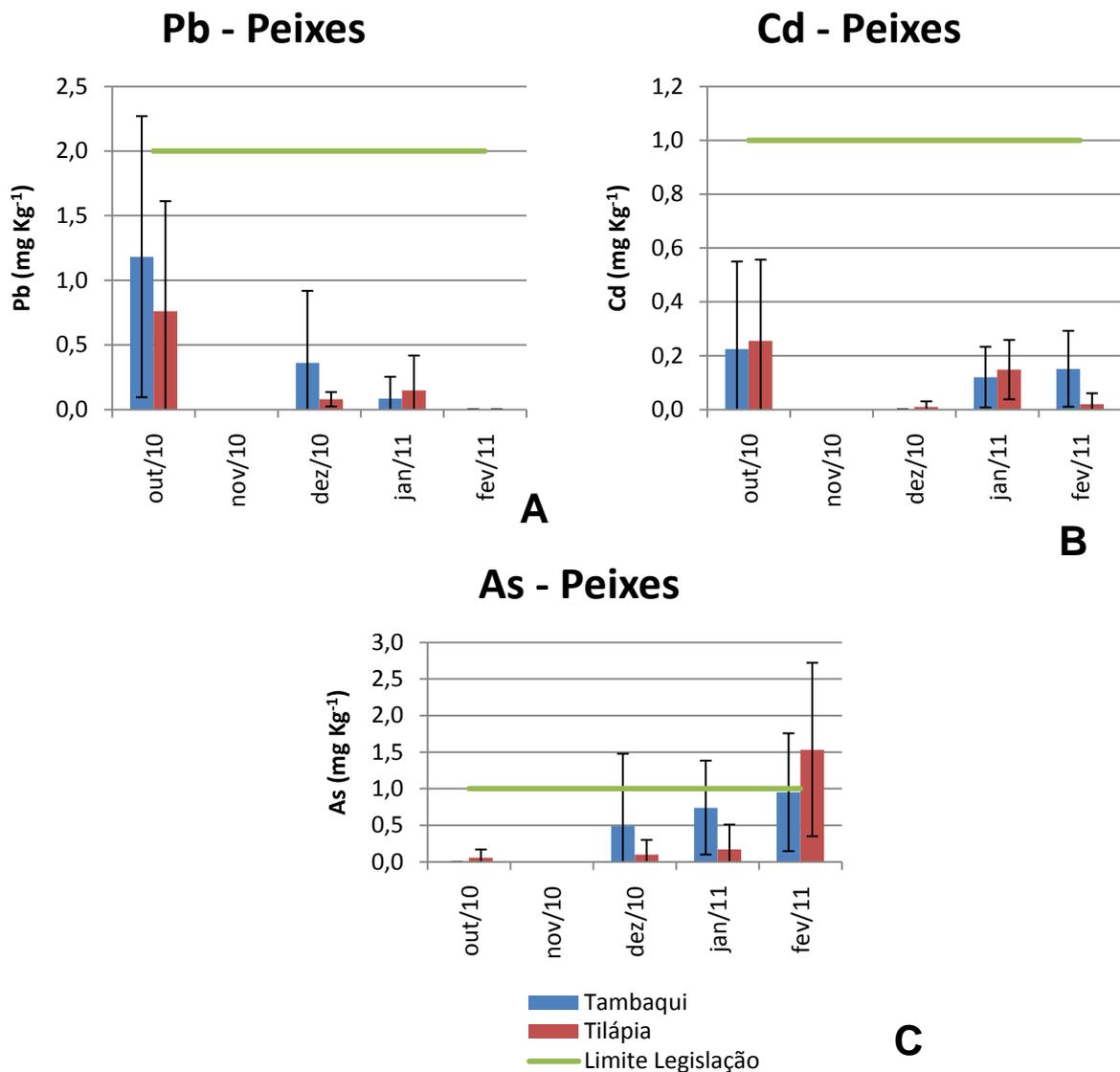


Figura 42 – Concentrações de chumbo, cádmio e arsênio nos tecidos musculares de tambaqui e tilápia, amostrados no Pesque-Pague Sombrio, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

4.2.17. Toxicidade Crônica

Em setembro e em outubro os testes ecotoxicológicos da água de P4 foram perdidos devido à morte de mais de 20% dos organismos do controle.

O ponto P2 apresentou toxicidade crônica somente no mês de outubro (Tabela 6). No entanto, não foi identificada nenhuma alteração na qualidade da água que possa justificar essa ocorrência, uma vez que se avaliando somente pelos

parâmetros analisados a qualidade da água em P2 no mês de setembro estava inferior à mesma em outubro.

Tabela 6 – Resultados dos testes de toxicidade crônica da água dos pontos P2 e P4 e, do lixiviado em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Testes com toxicidade crônica presente a 5% de significância			
Mês	Lixiviado	P2	P4
Setembro	Ausente	Ausente	-
Outubro	Ausente	Presente	-
Dezembro	Ausente	Ausente	Presente
Janeiro	Presente	Ausente	Ausente
Fevereiro	Presente	Ausente	Presente

Foi detectada toxicidade crônica em P4 em dezembro e fevereiro (Tabela 6). A possível causa da toxicidade nestes meses também não foi identificada, já que não houve nenhuma diferença significativa na qualidade da água desse ponto em relação aos outros meses avaliados.

O lixiviado da lagoa de acumulação apresentou toxicidade crônica em janeiro e fevereiro (Tabela 6), no entanto, assim como nos outros pontos em que a toxicidade crônica foi avaliada, não foi possível identificar sua causa.

Como não foi possível precisar a causa da toxicidade crônica nos pontos monitorados do córrego, não é possível inferir se a presença do lixão foi a responsável por ela.

5. Conclusão

De uma maneira geral os pontos de monitoramento P1 e P2 apresentaram qualidade da água inferior à dos pontos P3 e P4.

Os parâmetros de qualidade da água que mais apresentaram não conformidades durante o período de monitoramento foram DQO, OD, P-total, *E. coli*, As, Ni, Cr e Mn. Os parâmetros *E. coli* e P-total foram mais presentes em P1 e P2, que tinham livre acesso de animais, o que certamente é a causa dessas não conformidades. O parâmetro Mn, que pode estar associado à pedologia da área, apresentou mais não conformidades nos pontos P2, P3 e P4.

No entanto, os parâmetros DQO, As, Ni e Cr certamente estão relacionados com a presença do lixão na área. Outro indicativo do lixão estar poluindo as águas do Córrego Sombrio é a alta relação DQO/DBO encontrada em todos os pontos de monitoramento em algumas campanhas de amostragem.

O fato da qualidade da água do córrego melhorar ao longo do seu percurso mostra sua capacidade de reter poluentes ou de se auto-depurar. No entanto, os pontos mais distantes do lixão (P3 e P4) ainda apresentaram características que podem ser atribuídas à presença do lixão na área, como concentração na água de alguns metais traço acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 e elevada relação DQO/DBO em algumas campanhas.

Na água, os meses com pior qualidade, de forma geral, foram outubro, dezembro e janeiro, o período chuvoso.

Nos sedimentos os parâmetros que mais apresentaram não conformidades foram Ni e Cr, sendo que estas ocorreram em todos os pontos de monitoramento do Córrego Sombrio. A presença destes dois elementos possivelmente é devida à presença do lixão.

A qualidade dos sedimentos variou com o tempo de forma diferente em cada ponto de monitoramento.

Os resultados encontrados nas análises da água e dos sedimentos do Córrego Sombrio, permitem concluir que o lixão está impactando negativamente o corpo d'água.

Não foram detectadas concentrações de Pb e Cd acima dos limites estabelecidos pela Portaria ANVISA 685/1998 nos peixes do Pesque-Pague

Sombrio em nenhuma das campanhas realizadas. Para o As foi identificada contaminação acima do limite estabelecido por essa legislação somente em uma das espécies avaliadas e somente em uma das campanhas de amostragem. Deve-se destacar, entretanto, que a quantidade de amostras analisadas não foi suficiente para caracterizar, de forma inequívoca, se o consumo de peixes do Pesque-Pague é seguro.

Como sugestão para o prosseguimento da pesquisa recomenda-se:

- o uso de método mais sensível para a determinação de As na água e nos sedimentos;
- o uso de aparelho de microondas para a digestão das amostras de água e sedimento usadas na determinação de metais traço, de modo a diminuir o risco de contaminação e perda de material;
- o estudo da dinâmica subterrânea da água para melhor entendimento do seu comportamento na área;
- a realização de mais análises químicas nos peixes para verificar sua segurança para o consumo humano.
- A realização de testes de toxicidade crônica por um período de tempo mais prolongado para melhor entendimento deste parâmetro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical principles of environmental pollution**. Glasgow: Chapman & Hall, 1994.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 16th ed. Washington DC, 1985.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington DC, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington DC, 2005.

ANDRADE, L. C. R. de, **Estudo da influência do meio físico e das atividades antrópicas na qualidade da água na sub-bacia do Córrego Palmital – Viçosa/MG**. 2009. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2009.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2009**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/download_panorama_2009.php>. Acesso em: 5 ago. 2010.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/downloads/Panorama2010.pdf>>. Acesso em: 25 abr. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES. **ABES Informa**. [s.l.], jul. 2010. Disponível em <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/abesinfor/ABESInforma_N183.pdf>. Acesso 17 jul. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia sp* (Cladocera, Crustácea). Rio de Janeiro: 2003.

ASUQUO F. E. et al. Fish species used as biomarker for heavy metal and hydrocarbon contamination for Cross River, Nigeria. **The Environmentalist**. [s./], v. 24, p. 29–37, 2004.

BAKER, D. E.; AMACHER, M. C. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. In: Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, D. R. (ed.). **Methods of soil analysis**, Part 2, Chemical and microbiological properties, 2.ed., Madison: ASA, SSSA, p.323–336. 1982.

BELI, E. et al. Recuperação da área degradada pelo lixão areia branca de Espírito Santo do Pinhal – SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n. 1, p. 135-148, jan/dez 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria n. 685, de 27 de agosto de 1998**. Estabelece princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Disponível em < http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm>. Acesso em: 11 ago. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 344 de 24 de mar. de 2004**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Disponível em < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>>. Acesso em 15 abr. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357 de 17 de mar. de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 12 mar. 2010.

BRASIL. **Lei n.9.433**, de 8 jan. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm> Acesso em: 12 mar. 2009

BRASIL. **Lei n. 12.305**, de 12 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 19 abr. 2010.

BRITO-PELEGRINI, N. N de; PELEGRINI, R. T.; PATERNIANI, J. E. S. Caracterização física, química e biológica do percolado do aterro sanitário da cidade de Limeira-SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n. 1, p. 054-066, jan/jun 2007

CARVALHO, A. de P. et al. Gestão de resíduos sólidos no município de Araguatins – Tocantins. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n. 1, p. 067-079, jan/jun 2007.

CARVALHO, A. de P. et al. Gestão de resíduos sólidos no município de Araguatins – Tocantins. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n. 1, p. 067-079, jan/jun 2007.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Londres: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. Cap.3, 60p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/resources/wqa/en/>. Acesso em: jun. 2011.

CHRISTENSEN, T. et al. Biogeochemistry of landfill leachates plumes. **Applied Geochemistry**. v.16, p. 659-718, 2001.

CINTRA, F. H.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S. Fatores que afetam a qualidade do lixiviado gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos. In: **SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IV. 2002, Vitória**. Anais eletrônicos... Vitória: ABES, 2002. Disponível em <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/cxxiv.pdf> >. Acesso em: jun. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Biogás: Pesquisas e projetos no Brasil**. São Paulo: SMA, 2006. P. 7-8. Disponível em <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/livro_biogas/livrobiogas.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Variáveis de qualidade das águas**. 1996. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/109-variaveis-de-qualidade-das-aguas#>> Acesso em: 03 jun. 2011.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. Superintendência Regional de Belo Horizonte. **Projeto Mapas Metalogenéticos e de Previsão de Recursos Minerais**. Folha SF.23 – Ponte Nova, Escala 1:1.000.000. Belo Horizonte: DNPM/CPRM, 1984, 45 p.

CONNELL, D. W. **Basic concepts of environmental chemistry**. Ed. 2. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2005. 227-236 p.

COSTA, J. B. de S. **Determinação de As, Cd, Pb e Zn por voltametria no médio curso do Rio Paraíba do Sul – Itatiaia – RJ**. 2009. 79 p. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ. 2009.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE MINAS GERAIS - FIEMG. **Informação Estratégica: Instituída a Política de Resíduos Sólidos em Minas Gerais**. Belo Horizonte, [2009?]. Disponível em <<http://www.fiemg.org.br/admin/BibliotecaDeArquivos/Image.aspx?ImgId=15011&TabId=9430&portalid=130&mid=20898>>. Acesso em: 06 mai. 2011.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE MINAS GERAIS - FIEMG. **Política Nacional de Resíduos Sólidos: Conceitos e informações gerais**. [s.l.], [2010?]. Disponível em <<http://www.sicepot-mg.com.br/imagensDin/arquivos/2964.pdf>>. Acesso em: 25 fev. 2011.

FREIRE, G. J de M. **Análise de municípios mineiros quanto à situação de seus Lixões**. 2009. 104 p. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2009.

GUTIERREZ, K. G.; MATOS, A. T. de, ROSSMANN, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. **Ambiente e Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 87-98, 2010.

KEHRIG, H. A. et al. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p.1822-1828, 2009.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J. & HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.960-966, 2001.

KUMAR D., ALAPPAT B. J. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. **Clean Techn. Environ. Policy**. [s.], v. 7, p. 190–197, 2005.

LANGMUIR, D.; CHROSTOWSKI, P.; CHANEY, R.L.; VIGNEAULT, B. **Issue paper on environmental chemistry of metals**. USEPA Risk assessment forum, 2004.

LEITE, M. A. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do Reservatório de Salto Grande, Americana- SP**. 2002. 199 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2002.

LEMES, M. J. de L.; FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos Rios Mogiguaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Química Nova**, [s.], vol. 26, n. 1, p. 13-20, 2003

LOGSDON, M. J.; HAGELSTEIN, K.; MUDDER, T. I. **The management of cyanide in gold extraction**. Ottawa: INTERNATIONAL COUNCIL ON METALS AND THE ENVIRONMENT, 1999.

MACHADO, F. B. et al. **Atlas de Rochas**. [s.], 200?. Disponível em <<http://www.rc.unesp.br/museudpm/rochas/metamorficas/anfibolito.html>>. Acesso em: 15 jul. 2011.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo. Editora Ceres. 2006. 638 p.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. Ed. 8. Boca Raton: CRC PRESS, 2004. 63-125 p.

MEDEIROS, G. A. et al. Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho, no Estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 2, p. 169-186, mai./ago. 2008a.

MEDEIROS, G. A. et al. Diagnóstico do aterro do município de Poços de Caldas, no Estado de Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 003-015, mai./ago. 2009.

MEDEIROS, G. A. et al. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 3, p. 001-016, set./dez. 2008b.

MILESTONE, “**Cook-Book**” do Forno de Microondas, modelo Ethos Plus, 2002.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 1, de 05 mai. 2008, a. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>> Acesso em: Fev. 2011.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n. 52, de 14 de dez 2001. **Convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistema adequado de disposição final de lixo e dá outras providências.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5479>>. Acesso em 17 nov. 2009.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n. 75, de 20 de out. 2004. **Convoca os municípios com população entre trinta e cinquenta mil habitantes ao licenciamento ambiental de sistema adequado de destinação final de resíduos sólidos urbanos e altera prazos estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM n.º 52, de 14 de dezembro de 2001.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8839>>. Acesso em 05 mai. 2011.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n.118, 27 de jun. 2008, b. **Altera os artigos 2º, 3º e 4º da Deliberação Normativa 52/2001, estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no Estado, e dá outras providências.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7976>>. Acesso em 17 nov. 2009.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n. 119, de 27 de jun. 2008, c. **Reitera a convocação aos municípios com população urbana acima de 30.000 habitantes, que não cumpriram os prazos estabelecidos na DN 105/2006, a formalizarem processo de licenciamento ambiental para sistema de tratamento e/ou disposição final de resíduos sólidos urbanos.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7977>>. Acesso em 17 nov. 2009.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n. 126, de 09 de out. 2008, d. **Convoca os municípios com população entre vinte e trinta mil habitantes ao licenciamento ambiental de sistemas adequados de tratamento ou destinação final de resíduos sólidos urbanos.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8570>>. Acesso em 05 mai. 2011.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n. 105, 18 de Novembro de 2006. **Altera prazos estabelecidos pelas Deliberações Normativas COPAM n.º 75, de 20 de outubro de 2004 e n.º 92, de 5 e janeiro de 2006, e dá outras providências.** Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=6300>>. Acesso em 05 mai. 2011.

MINAS GERAIS. **Lei n. 13.199, de 29 jan. 1999.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5309>> Acesso em: 08 mar. 2009.

MINAS GERAIS. **Lei n. 18.031, de 12 de jan. 2009.** Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9272>>. Acesso em 05 mai. 2011.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20 n.1, p. 111-124, jun. 2008.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (lixiviado). **Engenharia sanitária e ambiental**. Vol. 9, n. 4, p. 306-311, out/dez 2004.

PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS.** 2005. 77 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2005.

PESSANHA, A. O. S. **Avaliação da contaminação por metais pesados das águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário de Visconde do Rio Branco – MG.** 2011. 78 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2011.

PORTO, L. C. S. & ETHUR, E. M. Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.9, p.2512-2518, dez. 2009.

RAMOS, W. E. S. **Contaminação por mercúrio e arsênio em ribeirões do Quadrilátero Ferrífero – MG, em áreas de mineração e atividades garimpeiras.** 2005. 108 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2005.

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

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

SANTOS, A. A. et al. Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um aterro sanitário. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 2, p. 139-151, mai./ago. 2008.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. (1996) Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 515-523, out-dez, 1996.

SOUSA, H. A. de; ROESER, H. M. P.; MATOS, A. T. de. Métodos e técnicas aplicados na avaliação ambiental do aterro da BR-040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 55, n. 4, p. 291-300, out/dez. 2002.

SPERLING, M. V. Coliformes e pH – médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Ed. 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 27-44, 89 – 107 p.

TELES, L. T. et al. Elementos traço em peixes de interesse comercial do Rio Caiapó (Goiás, Brasil) em área sob impacto ambiental. **Estudos**, Goiânia, v. 35, n. 11/12, p. 1055-1067, nov./dez. 2008.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. Method 200.7: **Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry**. Cincinnati: USEPA, 1994.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to fresh water organisms**. 4 ed. Washington: USEPA (EPA-821-R-02-013), 2002.

VIANA, P. R. de M. **Flotação de espodumênio, microclina, muscovita e quartzo com coletores aniônicos, catiônicos, anfotéricos e mistura de coletores**. 2006. 164 p. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 2006.

VIANA, S. M.; VALLADARES, C. S.; DUARTE, B. P. Geoquímica dos ortognaisses do Complexo Região dos Lagos, Araruama-Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**. [s./], vol. 38, n. 3, p. 488-500, set. 2008.

APÊNDICE A – Resultados das análises químicas, físicas e microbiológicas realizadas na água do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação do depósito de RSU de Ponte Nova

Tabela 7 - Medidas de temperatura na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Temperatura (°C) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Jun/10	16,2	18,3	16,2	17,6	20,8
Jul/10	15,8	19,2	15,9	17,1	20,1
Set/10	22,2	20,3	19,8	17,3	24,0
Out/10	22,3	24,2	20,2	21,5	25,1
Dez/10	23,5	26,5	22,7	23,2	27,3
Jan/11	23,4	26,3	23,2	23,0	27,6
Fev/11	22,5	27,7	22,3	23,8	27,9

^(a) Leitura do condutivímetro/pHmetro

Tabela 8 - Medidas de condutividade elétrica na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Jun/10	37,8	106,5	153,3	108,3	1.077,0
Jul/10	22,2	90,2	152,0	129,8	1.232,0
Set/10	57,4	240,0	164,5	239,0	2.330,0
Out/10	81,4	228,0	261,0	175,8	2.630,0
Dez/10	51,0	210,0	223,0	174,4	1.115,0
Jan/11	18,8	151,9	251,0	149,9	543,0
Fev/11	18,4	116,9	217,0	174,4	691,0

^(a) Leitura do condutivímetro/pHmetro

Tabela 9 - Medidas de pH na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

pH ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	
Campanha						
Jun/10	5,52	6,52	5,98	6,30		9,27
Jul/10	6,75	6,82	5,90	5,94		8,00
Set/10	6,42	6,59	5,90	5,93		8,90
Out/10	5,56	6,77	6,18	5,90		8,46
Dez/10	5,80	6,90	6,40	6,25		7,60
Jan/11	5,60	6,96	6,36	6,32		8,02
Fev/11	5,40	6,30	6,04	6,00		7,13

^(a) Leitura do condutivímetro/pHmêtro

Tabela 10 - Medidas de oxigênio dissolvido na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Set/10	3,29	2,37	5,18	2,19	9,94	
Out/10	1,90	4,43	3,19	4,20	6,81	
Dez/10	2,90	3,74	2,91	3,46	4,32	5,00
Jan/11	3,95	2,87	2,80	2,92	8,28	
Fev/11	3,80	3,67	2,71	4,04	3,74	

^(a) Leitura do oxímetro. ^(b) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 11 - Resultados das análises de nitrito na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Nitrito (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jul/10	0,01±0,00	0,02±0,00	<LD ^(b)	<LD	<LD	
Set/10	0,01±0,00	0,05±0,00	0,12±0,02	<LD	<LD	1,00

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,001 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 11 - Continuação

Ponto	Nitrito (mg L^{-1}) ^(a)				Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
	P1	P2	P3	P4		
Campanha						
Out/10	0,03±0,02	0,01±0,01	0,02±0,01	<LD ^(b)	<LD	
Dez/10	0,04±0,01	0,04±0,00	0,03±0,02	0,01±0,00	0,05±0,01	1,00
Jan/11	0,02±0,01	0,04±0,00	0,02±0,00	0,01±0,00	0,01±0,00	
Fev/11	0,05±0,04	0,04±0,00	0,02±0,00	0,01±0,00	0,01±0,01	

^(a) Média de duas repetições \pm desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 12 – Resultados das análises de nitrato na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Ponto	Nitrato (mg L^{-1}) ^(a)				Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
	P1	P2	P3	P4		
Campanha						
Jul/10	0,25±0,07	0,75±0,07	0,25±0,21	0,10±0,14	0,10±0,00	
Set/10	0,35±0,49	9,45±0,35	8,70±1,70	0,20±0,28	0,15±0,21	
Out/10	3,50±1,13	1,65±0,21	6,25±0,35	2,20±0,57	1,15±0,78	10,00
Dez/10	4,50±1,27	5,85±0,07	2,05±0,49	1,25±0,07	2,70±0,28	
Jan/11	3,35±0,21	7,35±0,21	3,65±0,07	0,65±0,21	1,45±0,07	
Fev/11	2,25±0,07	8,60±0,00	0,65±0,07	0,20±0,28	<LD ^(b)	

^(a) Média de duas repetições \pm desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 13 - Resultados das análises de DBO na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Ponto	DBO (mg L^{-1}) ^(a)				Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
	P1	P2	P3	P4		
Campanha						
Jul/10	3,9±0,4	4,7±0,3	<LD	2,3±0,6	11,4±0,3	
Set/10	<LD ^(b)	7,6±0,3	<LD	<LD	12,0±0,0	5,0
Out/10	9,0±3,2	8,0±0,1	<LD	<LD	9,0±0,4	

^(a) Média de duas repetições \pm desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela-13 - Continuação

DBO (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Dez/10	4,7±3,8	2,6±1,7	<LD	<LD	8,4±2,8	5,0
Jan/11	<LD ^(b)	2,4±0,8	<LD	<LD	10,9±1,0	
Fev/11	<LD	<LD	<LD	<LD	13,3±0,7	

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (2,0 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 14 - Resultados das análises de fósforo na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Fósforo (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jul/10	0,01±0,01	0,02±0,01	0,01±0,01	<LD	0,09±0,01	0,05
Set/10	0,02±0,01	0,77±0,23	<LD ^(b)	0,01±0,00	0,25±0,03	
Out/10	0,29±0,07	0,51±0,05	0,07±0,02	0,05±0,00	0,19±0,01	
Dez/10	0,17±0,02	0,12±0,11	0,01±0,00	0,03±0,01	0,08±0,00	
Jan/11	0,07±0,02	0,09±0,03	0,02±0,01	0,01±0,00	0,16±0,01	
Fev/11	0,30±0,24	0,11±0,01	0,03±0,03	0,01±0,01	0,05±0,02	

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,01 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 15 - Resultados das análises de sulfato na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Sulfato (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jul/10	3±0,6	2±1,7	4±2,1	5±2,1	41±4,9	250
Set/10	11±0,0	28±1,4	5±2,8	4±1,4	50±2,1	
Out/10	8±4,2	12±0,7	11±4,2	7±2,1	80±3,5	
Dez/10	12±1,4	9±3,5	3±0,7	26±3,5	30±2,8	
Jan/11	5±1,4	7±0,7	5±1,4	9±0,7	17±0,0	
Fev/11	5±0,0	6±2,1	2±0,0	8±4,9	25±0,7	

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 16 - Resultados das análises de cloreto na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cloreto (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jul/10	0,2±0,4	8,0±0,0	33,5±1,4	23,7±0,4	248,7±1,8	
Set/10	11,0±2,9	52,9±1,6	51,1±0,3	32,0±1,3	396,0±38,2	
Out/10	9,5±4,7	47,9±6,6	70,5±10,9	139,0±56,8	678,3±16,4	250
Dez/10	<LD ^(b)	<LD	36,3±0,4	3,9±1,8	164,7±14,6	
Jan/11	<LD	34,8±1,8	42,5±12,7	21,9±5,5	159,6±21,8	
Fev/11	2,5±1,2	5,5±3,9	27,5±0,0	34,4±9,7	143,0±31,1	

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,15 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 17 - Resultados das análises de nitrogênio amoniacal na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Set/10	0,28±0,02	1,20±0,13	0,16±0,08	0,10±0,14	0,38±0,13	
Out/10	1,29±0,11	2,22±0,02	<LD ^(b)	<LD	0,53±0,31	3,7 mg/L se
Dez/10	0,30±0,23	2,94±0,63	1,21±1,14	0,82±0,00	1,11±0,06	pH<7,5 e 1
Jan/11	0,03±0,05	0,36±0,16	0,27±0,02	0,04±0,02	0,83±0,03	mg/L se 8<
Fev/11	0,01±0,01	0,17±0,03	0,18±0,10	0,24±0,13	1,12±0,51	pH < 8,5

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,2 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 18 - Resultados das análises de nitrogênio kjedahl total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Nitrogênio Kjedadhl Total (mg L ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Set/10	1,16±0,41	0,78±0,08	0,04±0,05	<LD ^(b)	9,55±0,12
Out/10	2,49±0,65	4,13±5,84	0,20±0,12	0,41±0,12	11,13±0,23

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,2 mg L⁻¹).

Tabela 18 - Continuação

Nitrogênio Kjeldahl Total (mg L ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Dez/10	1,12±0,11	1,39±0,19	0,28±0,06	0,21±0,01	2,87±1,23
Jan/11	0,32±0,20	1,39±0,14	0,20±0,15	0,39±0,10	5,55±0,00
Fev/11	1,87±0,19	2,32±0,32	0,47±0,10	0,35±0,02	4,78±2,05

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão.

Tabela 19 - Resultados das análises de DQO na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

DQO (mg L ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Set/10	<LD ^(b)	218,76±6,06	<LD	<LD	368,00±16,16
Out/10	39,62±2,69	23,05±0,00	32,24±1,68	14,14±5,05	346,00±14,14
Dez/10	28,19±2,69	<LD	35,81±0,67	12,24±5,72	174,57±48,49
Jan/11	93,33±17,51	88,10±7,41	61,43±2,02	24,29±6,06	244,29±18,18
Fev/11	<LD	11,58±1,77	<LD	15,13±3,24	36,17±3,54

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (10 mg L⁻¹).

Tabela 20 - Resultados das análises de sólidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Sólidos Totais (mg L ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Jul/10	612,0±132,9	86,0±1,4	121,5±6,4	164,0±5,7	855,0±114,6
Set/10	79,0±0,0	446,5±36,1	131,2±9,2	174,5±2,1	1316,5±2,1
Out/10	135,0±1,4	369,5±118,1	199,8±23,3	209,3±11,8	1572,6±102,4
Jan/11	25,0±29,7	123,5±7,8	86,0±2,8	141,5±7,8	500,5±65,8
Fev/11	170,5±62,9	127,0±11,3	115,0±1,4	135,5±14,8	559,0±125,9

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão.

Tabela 21 - Resultados das análises de sólidos suspensos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Jul/10	24,7±10,4	15,0±0,0	11,5±1,4	10,2±11,1	102,0±28,3
Set/10	43,0±0,0	17,0±2,8	5,7±4,2	14,8±0,2	8,0±0,0
Out/10	158,2±35,6	241,5±82,7	12,5±1,2	7,2±2,1	166,5±19,1
Dez/10	117,8±65,4	29,3±10,4	7,8±1,8	4,8±0,0	21,0±2,1
Jan/11	11,2±1,2	18,5±0,7	3,2±0,7	4,7±0,9	72,5±3,5
Fev/11	187,0±25,5	42,5±4,9	21,0±1,4	10,5±1,4	44,2±2,5

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão.

Tabela 22 - Resultados das análises de sólidos dissolvidos totais na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jul/10	600,7±124,5	71,0±1,4	110,0±7,8	129,8±50,7	753,0±142,8	500,0
Set/10	36,0±0,0	429,5±33,2	125,5±4,9	165,7±6,1	1310,0±0,0	
Out/10	24,5±30,4	96,0±9,9	192,5±31,8	180,5±0,7	1472,5±27,6	
Jan/11	844,3±1140,3	119,5±7,8	78,7±2,4	137,7±5,7	447,6±41,5	
Fev/11	37,5±12,0	84,5±6,4	91,5±0,7	128,7±21,6	514,7±123,4	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,1 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 23 - Resultados das análises de cianeto livre na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010.

Cianeto livre (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jun/10	<LD ^(b)	<LD	<LD	<LD	<LD	0,005
Set/10	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,005 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 24 - Resultados das análises de fluoreto na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010.

Fluoreto (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jun/10	<LD ^(b)	<LD	<LD	<LD	0,2	1,4
Set/10	<LD	<LD	<LD	<LD	0,2	

Tabela 25 - Resultados das análises de E. coli na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

<i>E. coli</i> (NMP 100mL ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jul/10	1,00x10 ² ±1	1,09x10 ³ ±1	4,1 ±1	3,17x10 ¹ ±1	2,56x10 ³ ±1	1,00x10 ³
Set/10	9,08x10 ² ±1,1	4,38x10 ⁶ ±1,1	5,48x10 ² ±1,0	8,08x10 ¹ ±2,5	5,94x10 ² ±1,69	
Out/10	3,68x10 ³ ±1,0	1,35x10 ³ ±1,0	9,19 ±1,7	1,89x10 ¹ ±1,8	6,24x10 ² ±1,3	
Dez/10	3,02x10 ⁴ ±1,5	1,67x10 ³ ±1,1	1,17x10 ² ±1,0	2,63x10 ² ±1,2	1,67x10 ³ ±1,1	
Jan/11	2,42x10 ³ ±1,0	2,06x10 ³ ±1,6	1,09x10 ¹ ±1,7	1,47x10 ² ±1,0	1,76x10 ² ±2,2	
Fev/11	9,68x10 ¹ ±1,4	2,22x10 ¹ ±1,1	3,96x10 ¹ ±1,1	1,78x10 ¹ ±1,2	9,64 ±9,2	

^(a) Média de duas repetições ± desvio padrão. ^(b) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 26 - Resultados das análises de cromo total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cromo total (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jun/10	0,06±0,02	0,04±0,01	0,04±0,02	0,05±0,04	0,03±0,02	0,05
Set/10	0,10±0,05	0,16±0,06	0,01±0,00	0,07±0,02	0,06±0,04	
Out/10	0,55±0,04	0,02±0,00	0,02±0,01	0,07±0,05	0,03±0,02	
Dez/10	0,02±0,00	0,02±0,00	0,01±0,00	0,17±0,06	0,01±0,00	
Jan/11	0,01±0,00	0,04±0,03	0,02±0,00	0,03±0,03	0,01±0,00	
Fev/11	0,02±0,01	0,03±0,01	0,03±0,02	0,03±0,02	0,05±0,03	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 27 - Resultados das análises de chumbo total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Chumbo total (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(b)
Campanha						
Jun/10	0,002±0,001	0,001±0,002	0,002±0,001	0,001±0,000	0,002±0,000	0,01
Set/10	0,003±0,001	0,003±0,002	0,003±0,006	0,006±0,002	0,001±0,001	
Out/10	0,027±0,001	0,003±0,001	0,006±0,000	0,001±0,001	0,003±0,002	
Dez/10	0,004±0,002	0,005±0,002	0,007±0,002	0,004±0,002	<LD	
Jan/11	<LD ^(b)	0,001±0,001	0,003±0,001	0,002±0,001	0,002±0,001	
Fev/11	0,002±0,000	0,002±0,002	0,006±0,005	0,0020,002	0,0010,001	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,001 mg L⁻¹). ^(b) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 28 - Resultados das análises de manganês total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Manganês total (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jun/10	<LD ^(b)	0,01±0,01	0,25±0,01	0,06±0,04	0,02±0,01	0,1
Set/10	0,01±0,00	0,18±0,00	0,02±0,03	0,63±0,01	0,09±0,02	
Out/10	0,10±0,01	0,11±0,05	0,60±0,03	0,08±0,08	0,02±0,01	
Dez/10	0,02±0,00	0,23±0,01	1,06±0,02	0,38±0,08	0,11±0,01	
Jan/11	0,03±0,05	0,31±0,01	0,35±0,17	0,26±0,02	0,17±0,19	
Fev/11	0,16±0,03	0,18±0,04	0,22±0,04	0,07±0,06	0,04±0,01	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,0005 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 29 - Resultados das análises de zinco total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Zinco total (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jun/10	0,02±0,00	0,02±0,04	<LD ^(b)	<LD	0,01±0,01	0,18
Set/10	0,02±0,00	0,02±0,00	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,00	
Out/10	0,07±0,00	0,02±0,01	<LD	0,01±0,01	0,01±0,00	
Dez/10	0,02±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	
Jan/11	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,02±0,02	
Fev/11	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,0005 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 30 - Resultados das análises de arsênio total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Arsênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jun/10	<LD ^(b)	0,16±0,28	<LD	<LD	0,71±0,55	
Set/10	<LD	<LD	<LD	0,39±0,67	0,43±0,74	
Out/10	<LD	<LD	0,68±1,18	<LD	0,66±0,68	0,14
Dez/10	<LD	<LD	<LD	<LD	0,59±0,44	
Jan/11	0,15±0,27	<LD	0,30±0,51	<LD	1,30±1,18	
Fev/11	<LD	<LD	0,51±0,89	<LD	0,54±0,93	

^(a) Média de três repetições \pm desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico ($2,0 \mu\text{g L}^{-1}$). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 31 - Resultados das análises de cádmio total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cádmio total (mg L^{-1}) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jun/10	<LD ^(b)	0,0007±0,001	<LD	<LD	<LD	
Set/10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Out/10	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0007±0,001	0,001
Dez/10	0,0003±0,0005	<LD	<LD	<LD	<LD	
Jan/11	<LD	0,0012±0,002	<LD	<LD	0,0004±0,0007	
Fev/11	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	

^(a) Média de três repetições \pm desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico ($0,0001 \text{ mg L}^{-1}$). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Tabela 32 - Resultados das análises de níquel total na água, em quatro pontos de amostragem ao longo do Córrego Sombrio e no lixiviado da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Níquel total (mg L ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Limite Legislação ^(c)
Campanha						
Jun/10	0,009±0,009	0,004±0,006	0,006±0,011	0,009±0,015	0,011±0,005	
Set/10	0,027±0,017	0,037±0,026	0,016±0,028	0,020±0,004	0,042±0,047	
Out/10	0,225±0,017	<LD	<LD	0,013±0,010	0,009±0,009	0,025
Dez/10	0,001±0,001	<LD	<LD	0,038±0,035	<LD	
Jan/11	<LD ^(b)	0,010±0,013	<LD	0,006±0,011	<LD	
Fev/11	<LD	0,006±0,011	0,117±0,088	0,005±0,010	0,013±0,014	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,003 mg L⁻¹). ^(c) Limite da Resolução CONAMA 357/05 para águas doce de Classe 2 (BRASIL, 2005).

APÊNDICE B – Resultados das análises químicas realizadas no sedimento do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação do depósito de RSU de Ponte Nova

Tabela 33 - Resultados das análises de manganês no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Manganês (mg kg ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Set/10	263±13	265±47	783±315	148±96	466±377
Out/10	33±6	148±56,39	75±45	133±55	212±180
Dez/10	216±608	54±39	213±155	31±16	71±52
Jan/11	733±323	43±0	78±46	274±157	160±24
Fev/11	171±61	245±142	165±124	183±13	353±206

Tabela 34 - Resultados das análises de zinco no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Zinco (mg kg ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(b)
Campanha						
Set/10	51±22	34±18	19±6	28±7	33±3	123
Out/10	60±13	59±14	85±21	63±7	58±12	
Dez/10	73±20	59±28	40±3	55±11	35±16	Nível 2 ^(c)
Jan/11	121±29	96±39	33±11	66±19	52±6	
Fev/11	34±12	21±6	43±5	52±20	41±17	315

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 35 - Resultados das análises de níquel no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Níquel (mg kg^{-1}) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(b)
Campanha						
Set/10	16,3±13,6	5,3±3,4	2.390,8±904,2	6,6±1,4	5,7±8,0	18,0
Out/10	15,8±10,6	3,2±0,4	30,1±19,5	32,0±28,3	8,0±4,2	
Dez/10	9,2±0,3	22,8±7,8	51,2±9,3	141,9±61,6	1,3±2,3	Nível 2 ^(b)
Jan/11	97,0±24,7	24,5±13,4	17,8±2,5	13,1±12,8	1,1±1,6	35,9
Fev/11	18,1±4,5	51,6±24,2	35,0±32,1	26,4±13,5	29,3±19,6	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 36 - Resultados das análises de cádmio no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cádmio (mg kg^{-1}) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(c)
Campanha						
Set/10	<ND ^(b)	<ND	1,84±1,41	<ND	1,35±2,35	0,6
Out/10	<ND	<ND	1,08±1,86	<ND	<ND	
Dez/10	<ND	<ND	<ND	2,79±4,83	<ND	Nível 2 ^(c)
Jan/11	7,03±1,15	<ND	<ND	0,47±0,82	<ND	3,5
Fev/11	<ND	<ND	1,55±2,69	<ND	0,12±0,16	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (aproximadamente $0,08 \text{ mg kg}^{-1}$). ^(c) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 37 - Resultados das análises de chumbo no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Chumbo (mg kg^{-1}) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(b)
Campanha						
Set/10	18,7±9,8	23,5±3,8	3,4±0,5	23,7±6,5	26,1±11,0	35,0
Out/10	21,7±6,9	22,2±2,3	13,3±8,7	24,1±8,4	18,7±5,0	
Dez/10	23,2±13,9	33,8±18,9	23,9±5,8	28,9±10,3	29,1±13,2	Nível 2 ^(b)
Jan/11	4,9±6,9	18,9±8,8	25,5±12,1	30,5±32,2	23,1±8,8	91,3
Fev/11	22,9±5,9	26,0±11,5	20,2±7,7	15,1±9,6	15,3±5,8	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 38 - Resultados das análises de cromo no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cromo (mg kg^{-1}) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(b)
Campanha						
Set/10	55,4±5,1	52,4±18,5	5,5±4,0	51,2±10,5	29,0±17,6	37,3
Out/10	59,5±2,0	49,0±17,3	72,4±38,9	69,7±9,6	41,3±8,7	
Dez/10	66,7±7,5	51,4±10,5	71,9±8,0	8,7±2,9	27,2±13,7	Nível 2 ^(b)
Jan/11	1,1±0,1	55,9±16,9	39,8±20,9	54,0±8,4	45,8±17,9	90,3
Fev/11	44,1±7,1	34,0±17,3	44,0±8,6	59,2±9,6	65,9±4,6	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 39 - Resultados das análises de cobre no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cobre (mg kg ⁻¹) ^(a)						
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação	Nível 1 ^(c)
Campanha						
Set/10	12,7±4,0	14,5±9,0	<ND ^(b)	11,4±6,3	21,3±6,7	35,7
Out/10	30,5±8,2	21,1±8,7	32,6±5,9	25,1±4,5	14,8±3,6	
Dez/10	23,2±16,1	29,8±16,3	12,4±6,1	41,5±12,3	16,3±8,9	Nível 2 ^(c)
Jan/11	252,2±91,2	52,6±34,8	18,6±12,2	27,4±17,8	13,5±2,9	197
Fev/11	14,7±2,5	8,1±4,4	15,4±5,1	26,0±6,1	12,5±3,7	

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (aproximadamente 0,4 mg kg⁻¹). ^(c) Níveis de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos (BRASIL, 2004).

Tabela 40 - Resultados das análises de ferro no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Ferro (mg kg ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Set/10	38.488±4.878	31.898±4.157	106.998±21.328	38.246±4.954	105.5942±3.150
Out/10	31.375±3.752	35.323±4.132	35.872±2.218	42.008±3.913	44.416±20.555
Dez/10	49.8381±7.257	27.9901±3.437	46.6612±1.843	25.146±14.355	27.856±7.383
Jan/11	142.7091±1.534	31.571±1.163	28.931±7.303	32.801±845	30.749±4.167
Fev/11	37.373±3.155	75.8324±5.005	34.631±558	38.709±3.021	40.224±2.315

^(a) Média de três repetições ± desvio padrão.

Tabela 41 - Resultados das análises de alumínio no sedimento, em quatro pontos de amostragem do Córrego Sombrio e no lodo da lagoa de acumulação, em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Alumínio (mg kg ⁻¹) ^(a)					
Ponto	P1	P2	P3	P4	Lagoa de acumulação
Campanha					
Set/10	31.692±8.675	13.419±9.252	6.897±6.460	10.824±3.415	21.930±8.225
Out/10	44.537±7.143	44.696±6.219	49.274±11.479	48.314±13.159	34.585±13.926
Dez/10	54.115±10.762	54.902±18.168	39.931±2.065	43.142±5.072	65.715±7.789
Jan/11	6.530±3.520	47.028±9.940	56.807±7.641	47.570±19.981	37.909±23.714
Fev/11	28.412±12.791	13.788±9.248	21.726±6.254	20.769±8.171	22.086±4.591

APÊNDICE C – Resultados das análises químicas realizadas em peixes do Pesque-Pague Sombrio

Tabela 42 - Resultados das análises de cádmio nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Cádmio (mg kg ⁻¹) ^(a)			
Espécie	Tambaqui	Tilápia	Limite Legislação ^(c)
Campanha			
Out/10	0,2±0,3	0,3±0,3	
Dez/10	<ND ^(b)	<ND	1,0
Jan/11	0,1±0,1	0,1±0,1	
Fev/11	0,2±0,1	<ND	

^(a)Média de 2 repetições em dois espécimes. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (aproximadamente 0,045 mg kg⁻¹). ^(c) Limite Portaria ANVISA 685/98 (BRASIL, 1998).

Tabela 43 - Resultados das análises de chumbo nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Chumbo (mg kg ⁻¹) ^(a)			
Espécie	Tambaqui	Tilápia	Limite Legislação ^(c)
Campanha			
Out/10	1,2±1,1	0,8±0,9	
Dez/10	0,4±0,6	0,1±0,1	2,0
Jan/11	0,1±0,2	0,1±0,3	
Fev/11	<LD ^(b)	<LD	

^(a)Média de 2 repetições em dois espécimes. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,3 mg kg⁻¹). ^(c) Limite Portaria ANVISA 685/98 (BRASIL, 1998).

Tabela 44 - Resultados das análises de arsênio nos peixes do Pesque-Pague Sombrio em diferentes épocas dos anos de 2010 e 2011.

Arsênio (mg kg ⁻¹) ^(a)			
Espécie	Tambaqui	Tilápia	Limite Legislação ^(c)
Campanha			
Out/10	<LD ^(b)	0,1±0,1	
Dez/10	0,5±1,0	0,1±0,2	1,0
Jan/11	0,7±0,6	1,5±1,2	
Fev/11	1,0±0,8	0,2±0,3	

^(a)Média de 2 repetições em dois espécimes. ^(b) <LD: indica o limite de detecção do método analítico (0,005 mg kg⁻¹). ^(c) Limite Portaria ANVISA 685/98 (BRASIL, 1998).