

VALMIR BARBOSA ROSADO

**CARACTERIZAÇÃO DE SEDIMENTOS, SOLOS E ÁGUA E IMPACTOS DO  
ROMPIMENTO DA BARRAGEM SÃO FRANCISCO: O CASO DE MIRAÍ,  
MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade  
Federal de Viçosa, como parte das  
exigências do Programa de Pós-Graduação  
em Fitotecnia, para obtenção do título de  
*Doctor Scientiae*

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2010

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

R788c  
2010

Rosado, Valmir Barbosa, 1976-

Caracterização de sedimentos, solos e água e impactos do rompimento da barragem São Francisco: o caso de Mirai, Minas Gerais / Valmir Barbosa Rosado. – Viçosa, MG, 2010.

xvii, 103f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Caetano Marciano de Souza.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 73-85.

1. Solos - Análise. 2. Solos - Inundação. 3. Solos - Esgotamento. 4. Química do solo. 5. Barragens e açudes - Mirai (MG). 6. Água - Qualidade. 7. São Francisco, Barragem (MG). I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

**VALMIR BARBOSA ROSADO**

**CARACTERIZAÇÃO DE SEDIMENTOS, SOLOS E ÁGUA E IMPACTOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM SÃO FRANCISCO: O CASO DE MIRAÍ MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 06 de julho de 2010.

---

Prof. João Luiz Lani  
(Co-orientador)

---

Prof. Fabio Ribeiro Pires  
(Co-orientador)

---

Dr. Bruno Galvêas Laviola

---

Dr. Juscimar da Silva

---

Prof. Caetano Marciano de Souza  
(Orientador)

À Deus;

Aos meus pais, Antônio Dimas Rosado e Raimunda Rosado;

Aos meus irmãos, Antônio Marcos e Tatiana;

À minha esposa Lira e meus filhos Lara, João Vitor e Júlia.

Dedico.

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao Departamento de Fitotecnia, pela oportunidade e estrutura.

Ao Prof. Caetano Marciano de Souza, pela orientação, pelo profissionalismo, competência, confiança, companheirismo.

Ao Prof. João Luiz Lani pela amizade e pelos importantes conselhos.

Ao Prof. Fabio Ribeiro Pires pelas importantes sugestões para execução deste trabalho.

Ao Doutor Juscimar da Silva pela ajuda incondicional em todas as etapas do trabalho, pelos exemplos de competência e profissionalismo, pela dedicação e principalmente pela amizade.

Ao Doutor Bruno Galvêas Laviola, pela amizade, por aceitar prontamente o convite para participação da Banca de defesa e pelas brilhantes sugestões e apoio.

A empresa MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES Ltda, na pessoa de Alfredo Mucci Daniel, pelo apoio.

Aos funcionários do Departamento de Fitotecnia, pelo apoio, em particular ao amigo Julio Cesar Santos da Cruz.

Aos amigos do IEF (Instituto Estadual de Florestas), em especial a Fernando Reiff, Thiago Gelape, Juliana Mulher e Cesar Parreiras, pela convivência e apoio.

Ao amigo Sérgio Vilhena Vieira pelas contribuições.

Às pessoas amigas que, de alguma forma, estiveram presentes ao meu lado e colaboraram para a conclusão deste trabalho.

## **BIOGRAFIA**

Valmir Barbosa Rosado, casado com Lira Paes Rosado e pai de Lara Paes Rosado, João Vitor Paes Rosado e Júlia Paes Rosado. É filho de Antônio Dimas Rosado e Raimunda Barbosa Rosado. Nasceu em Viçosa – MG, no dia 05 de novembro de 1976 e no ano de 1997, ingressou no curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em maio de 2002.

Durante a graduação, participou de programas de pesquisa, dos quais foi bolsista de iniciação científica por dois anos financiado pela FAPEMIG e bolsista do DPS/USIMINAS no projeto: Utilização de resíduos industriais para suprimento de nutrientes e correção de acidez do solo.

Em setembro de 2002, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, em nível de Mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, concluindo em 2004.

Iniciou em agosto de 2005 o Doutorado (Pós-Graduação em Fitotecnia), na Universidade Federal de Viçosa, concentração, Manejo de Solo e da Água.

Atualmente, é Gerente do Núcleo Operacional de Pesca e Biodiversidade de Muriaé – IEF/MG.

## ÍNDICE

	Página
<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	viii
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	x
<b>RESUMO</b> .....	xiv
<b>ABSTRACT</b> .....	xvi
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	3
2.1. Recuperação de áreas afetadas por sedimentos aportados a partir do rompimento de uma barragem de rejeito de mineração.....	3
2.2. Qualidade das águas.....	15
2.2.1. Biomonitoramento.....	16
2.2.2. Aspectos Físicos.....	22
2.2.3. Aspectos Químicos.....	24
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	29
3.1. Qualidade do solo.....	29
3.1.1. Localização e caracterização da área.....	29
3.1.2. Determinação do volume de sedimentos depositados.....	31
3.1.3. Análises Físicas.....	32
3.1.4. Análises químicas de rotina e análises complementares.....	32

3.1.5. Análise mineralógica.....	32
3.2. Avaliação da qualidade das águas.....	32
3.2.1. Parâmetros físicos e químicos.....	32
3.2.2. Análise hidrobiológica.....	35
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>38</b>
4.1. Levantamentos dos impactos nos primeiros dias após o rompimento.	38
4.2. Característica química dos sedimentos e dos solos sob sedimentos....	47
4.3. Qualidade da água.....	54
4.3.1. Avaliação realizada em maio de 2007.....	54
4.3.2. Análise hidrobiológica.....	57
4.3.2.1. Fitoplâncton.....	57
4.3.2.2. Zooplâncton.....	62
4.3.2.3. Zoobenton.....	67
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>72</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>73</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>86</b>

## LISTA DE QUADROS

	Página	
Quadro 1	Valores de pH e teores de zinco, manganês, cobre e enxofre disponíveis em amostras de rejeito de beneficiamento de minérios de alumínio (bauxita), ferro e zinco.....	5
Quadro 2	Teores de fósforo e potássio disponíveis de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis e acidez potencial em amostras de rejeito de beneficiamento de minério de alumínio (bauxita), ferro e zinco.....	5
Quadro 3	Produção de matéria seca da parte aérea de mudas de diferentes espécies leguminosas utilizadas em recuperação de áreas degradadas e cultivo dos solos em colunas que continham solo em densidade equivalente a original ( $d= 1,0 \text{ kg} \cdot \text{dn}^{-3}$ ) e compactado ( $d= 1,3 \text{ kg} \cdot \text{dn}^{-3}$ ).....	10
Quadro 4	Relação de pontos de controle para o monitoramento de qualidade das águas superficiais na área diretamente afetada, sendo os Pontos P1, P4 e P6 testemunhas e os Pontos P2, P3, P5 e P7 onde foi diretamente afetada pelo rompimento da barragem.....	33
Quadro 5	Análises realizadas para o monitoramento da qualidade das águas..	34
Quadro 6	Comunidades hidrobiológicas referentes aos monitoramentos de 2007.....	36
Quadro 7	Cobertura de mata ciliar em diferentes municípios.....	41

Quadro 8	Espécies do ictiofauna encontrados mortos.....	41
Quadro 9	Estimativa das áreas agrícolas afetadas por município.....	45
Quadro 10	Volume de sedimentos depositados por área (A1 até A33) e volume geral.....	46
Quadro 11	Teores de pH, P, K, Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> e Al <sup>+3</sup> em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do acidente em 10 de janeiro de 2007 na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda.....	48
Quadro 12	Valores de H + Al, SB, CTC (t), CTC (t), V, P – rem e Mo em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido em 10 de janeiro de 2007 na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda.....	50
Quadro 13	Teores disponíveis de Zn, Fe, Mn e Cu em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido em 10 de janeiro de 2007 na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda.....	51
Quadro 14	Análise granulométrica e classificação textural de amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente em 10 de janeiro de 2007 na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda.....	52
Quadro 15	Atributos da água em sete pontos na área de influência do incidente ocorrido na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda, provenientes da coleta realizada em maio de 2007.....	56

## LISTA DE FIGURAS

	Página	
Figura 1	Localização dos municípios (Muriaé e Mirai) e os rios afetados pelo rompimento da barragem Córrego Bom Jardim, rio Fubá e rio Muriaé.....	30
Figura 2	Os dois pontos no perfil onde foi amostrado o solo, sedimento (material depositado nos dias do rompimento da barragem) e solo sob sedimento (solo anterior a deposição ocorrida na época do rompimento da barragem).....	31
Figura 3	Pontos de controle para o monitoramento de qualidade das águas superficiais, sendo os pontos P1, P4 e P6 testemunhas e os pontos P2, P3, P5 e P7 onde foi diretamente afetada pelo rompimento da barragem.....	33
Figura 4	Média histórica das precipitações pluviométricas ocorridas em janeiro nos últimos 24 anos.....	39
Figura 5	Barragem São Francisco no Córrego Bom Jardim antes do incidente.....	39
Figura 6	Barragem São Francisco no Córrego Bom Jardim antes do incidente.....	39
Figura 7	Fragmento de mata ciliar inundada.....	40

Figura 8	Obstrução do sistema respiratório ocasionada pela deposição acentuada de material argiloso em suspensão (lama), ocasionando interrupção da oxigenação branquial em Mandi-açu ( <i>Pimelodus sp.</i> ).....	42
Figura 9	Oclusão dos arcos branquiais, ocasionada por elevada concentração de sólidos na água, impedindo a respiração dos peixes, observado em Cascudo ( <i>Hypostomus affinis</i> ).....	42
Figura 10	Diferença entre a turbidez da água do Rio Muriaé (parte inferior, 14600 UNT e o rio Preto (parte superior, 30 UNT) fora da área de influência.....	43
Figura 11	Fotografia aérea da área de pastagem inundada.....	44
Figura 12	Fotografia aérea de área cultivada com milho inundada.....	44
Figura 13	Fotografia aérea com cultura da bananeira inundada.....	44
Figura 14	Fotografia aérea de área cultivada com sorgo inundada.....	45
Figura 15	Resultado da análise mineralógica de sedimentos coletados dentro da barragem nas frações areia, silte e argila.....	52
Figura 16	Resultado da análise mineralógica de amostras coletadas nas várzeas afetadas, sendo A o sedimento e B o solo sob sedimento nas frações areia, silte e argila.....	53
Figura 17	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (nº de organismos por ml) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem do Córrego Bom Jardim.....	58
Figura 18	Nos pontos de amostragem relativa (porcentagem de organismos por divisão taxônica).....	59
Figura 19	Variação temporal e espacial dos valores da variabilidade hidrobiológica total da comunidade fitoplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.....	60
Figura 20	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade fitoplanctônica nos pontos P4, P5 e P6.....	60
Figura 21	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade fitoplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.....	61

Figura 22	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade fitoplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.....	62
Figura 23	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (nº de organismos por litro) da comunidade zooplanctônica nos pontos de amostragem do Córrego Bom Jardim.....	63
Figura 24	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa (Porcentagem de organismos por divisão toxonômica) da comunidade zooplanctônica nos pontos de amostragem do Córrego Bom Jardim.....	64
Figura 25	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade zooplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.....	65
Figura 26	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zooplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.....	65
Figura 27	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade zooplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.....	66
Figura 28	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zooplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.....	66
Figura 29	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (nº de organismos por metro quadrado) da comunidade bentônica nos pontos de amostragem do Córrego Bom Jardim.....	68
Figura 30	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa (porcentagem de organismos por divisão taxonomica) da comunidade bentônica nos pontos de amostragem do Córrego Bom Jardim.....	69
Figura 31	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade bentônica nos pontos de amostragem P3, P4 e P5.....	69
Figura 32	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade bentônica nos pontos de amostragem P3, P4 e P5.....	70
Figura 33	Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade zoobentônica nos pontos P5, P6 e P7.....	71

Figura 34	Varição temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zoobentônica nos pontos P5, P6 e P7.....	71
-----------	---	----

## RESUMO

ROSADO, Valmir Barbosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2010.  
**Caracterização de sedimentos, solos e água e impactos do rompimento da Barragem São Francisco: o caso de Mirai, Minas Gerais.** Orientador: Caetano Marciano de Souza. Coorientadores: João Luiz Lani e Fabio Ribeiro Pires.

Este estudo foi desenvolvido com o objetivo de estudar as alterações promovidas nos solos e nos cursos d'água em áreas afetadas pelo rompimento da Barragem São Francisco da MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES LTDA, ocorrido em 10 de janeiro de 2007 no município de Mirai-MG. A barragem era destinada à contenção dos finos do beneficiamento de bauxita, produzido pela operação de deslamagem de minério de bauxita. O trabalho envolveu expedições técnicas com o intuito de percorrer toda a área abrangida estimando o volume de sedimentos depositados e coletando amostras representativas de solos e sedimentos carregados. Dessa maneira, foram amostrados os sedimentos resultantes do rompimento da barragem e solo sob sedimento. Envolveu também coleta de água para caracterizações físicas, químicas e hidrobiológicas. Os resultados permitiram concluir que: A) O sedimento depositado apresenta a mesma composição textural e mineralógica do solo pré-existente; B) Quimicamente a diferença fundamental entre o depósito e o solo é o teor de matéria orgânica; C) Métodos de recuperação que priorizam a elevação do teor de matéria orgânica deverão ser adotados, visando seu uso agrícola; D) O material depositado não trará conseqüências danosas à

qualidade química do solo; E) O monitoramento hidrobiológico evidenciou, para a maioria dos pontos, uma variação sazonal, notadamente nas campanhas em que os sistemas apresentaram as menores vazões; F) O monitoramento hidrobiológico evidenciou que a variabilidade observada não está relacionada com o rompimento da barragem.

## ABSTRACT

ROSADO, Valmir Barbosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, October, 2010.  
**Characterization of sediments, soils, and water and impacts of the San Francisco dam rupture: the case of Mirai, Minas Gerais.** Adviser: Caetano Marciano de Souza. Co-advisers: João Luiz Lani and Fabio Ribeiro Pires.

The aim of this work was to evaluate the soils and water stream alterations in areas affected by the rupture of San Francisco tailing dam of the Rio Pomba Cataguases Ltda Mining, occurred on January 19, 2007, in the city of Mirai, Minas Gerais state. The dam was intended to restrain fines of bauxite produced during the ore milling. Field-based investigation was carried out to cover the whole affected area estimating the volume of sediments deposited and to collect representative samples of transported soils and sediments for further physical, chemical, and mineralogical comparison. This work also involved water sampling for hydrobiological characterization. The following conclusions could be draw from this study: A) the deposited sediments presented similar texture and mineralogical composition as the pre-existing soil; B) the content of organic matter differed considerably being lower in the sediments, so that methods which focus on increasing its content should be chosen for agriculture uses; C) the deposited material will not contribute for soil chemical quality losses; D) for most of the sampling sites, hydrobiological monitoring evidenced a seasonal variation, notably when the system

presented lower outflow; E) the hydrobiological monitoring also evidenced that the variability was not related with the rupture of the dam.

## 1. INTRODUÇÃO

Em 10 de janeiro de 2007, no município de Mirai-MG, ocorreu a ruptura do maciço que formava a Barragem São Francisco da MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES LTDA. A barragem era destinada à contenção dos finos do beneficiamento de bauxita, constituídos essencialmente por argila, silte e areia, produzido pela operação de deslamagem de minério de bauxita na instalação de beneficiamento denominada Unidade São Francisco, implantada e operada pela Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda.

Quando da ruptura do barramento, houve a extravasão de um grande volume de finos do beneficiamento de bauxita, ou seja, de sedimento na direção das áreas à jusante, o que provocou, além de impactos ambientais e danos materiais, comoção nas populações humanas atingidas. Os efeitos deste incidente foram percebidos a grandes distâncias, tanto no meio rural como nos núcleos urbanos à jusante. Seguiu-se intensa mobilização por parte de órgãos e instituições públicos, das diversas esferas de governo, tanto daqueles ligados ao atendimento emergencial à população, quanto à fiscalização ambiental.

Os sedimentos, principalmente argila, ficaram em suspensão e foram sendo naturalmente depositados ao longo das várzeas. O que levou aos fazendeiros a alegarem que as áreas de várzeas tornaram-se improdutivas, e também prejudicou a ictiofauna, hepertoфаuna, qualidade da água, lagoas marginais e mata ciliar.

Sedimentos em suspensão são largamente reconhecidos como o principal poluente de cursos d'água e lagos (BEASLEY, 1976). Promovem o assoreamento de canais e reservatórios, elevam os custos para obtenção de água potável, além de prejudicar outras atividades, como: navegação, irrigação, obtenção de energia, recreação e lazer, etc.; e afetam, ainda, a fauna e flora. Ao enfocar-se o problema dos sedimentos como poluentes e

seus efeitos sobre o ambiente, vários aspectos devem ser considerados: as propriedades e a qualidade de sedimentos, os modos de transporte e deposição e, finalmente, as características do canal de escoamento (ROBINSON, 1971).

Incidentes como ocorreu com o rompimento da barragem em Miráí são passíveis de ocorrerem, como por exemplo o rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro em Sebastião das Águas Claras (Macacos) distrito de Nova Lima – MG em 2001. Quando ocorre incidentes desta natureza é muito importante o diagnostico das alterações que ocorreram e o entendimento, para que possa ser elaborado um plano de recuperação mais eficiente e sustentável. Assim o objetivo deste trabalho foi estudar as alterações promovidas nos solos e nos cursos d`água em áreas afetadas pelo rompimento da barragem ocorrido em 10 de janeiro de 2007.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. RECUPERAÇÃO DE ÁREAS AFETADAS POR SEDIMENTOS APORTADOS A PARTIR DO ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE REJEITO DE MINERAÇÃO**

Nas atividades de mineração, as principais fontes de degradação são: a deposição de resíduos ou rejeitos decorrentes do processo de beneficiamento e a deposição de materiais estéril, ou inerte, não aproveitável, proveniente do decapeamento superficial (IBRAM, 1987).

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH (2002), na resolução nº 29, de 11 de dezembro de 2002, em seu Art. 1º define estéril como qualquer material não aproveitável como minério e descartado pela operação de lavra antes do beneficiamento, em caráter definitivo ou temporário. Rejeito é definido como material descartado proveniente do beneficiamento do minério. Define também: a) o sistema de disposição de estéril como uma estrutura projetada e implantada para acumular materiais, em caráter temporário ou definitivo, dispostos de modo planejado e controlado em condições de estabilidade geotécnica e protegidos de ações erosivas; e b) sistema de disposição de rejeitos como estrutura de engenharia para contenção e deposição de resíduos originados de beneficiamento de minérios, captação de água e tratamento de efluentes.

Os resíduos de mineração são dispostos à superfície do terreno, em locais pré-selecionados e onde não exista minério em subsuperfície, são os denominados bota-fora. A

disposição dos resíduos ocorre tanto com rejeitos de minas subterrâneas quanto rejeitos de minas a céu aberto.

Os resíduos/rejeitos podem ser:

- a) pilhas de rejeitos sólidos (minérios pobres, estéreis, rochas, sedimentos de cursos d'água e solos);
- b) as lamas das serrarias de mármore e granito;
- c) lamas de decantação de efluentes;
- d) o lodo resultante do processo de tratamento do efluente da galvanoplastia no tratamento de jóias e folheados;
- e) os resíduos/rejeitos da mineração de agregados para construção civil, de rochas ornamentais, carvão, pegmatitos, argilas, calcário;
- f) os resíduos/rejeitos da mineração artesanal de ágata, ametista, esmeraldas, opala, ouro;
- g) o mercúrio proveniente do processo de amalgamação do ouro, principalmente em região de garimpos;
- h) rejeitos dos finos e ultrafinos não aproveitados no beneficiamento de rochas asfálticas, minério de ferro, rochas ornamentais, carvão, vermiculita e scheelita;
- i) a geração de drenagem ácida de mina de carvão e minérios sulfetados.

Situações de risco podem ocorrer, tais como a instabilidade geotécnica, que se verifica em certos resíduos sólidos e rompimento de barragens de efluentes como o ocorrido com a barragem de rejeito de bauxita em Miraf-MG em 2007 e rejeito de minério de ferro em Sebastião das Águas claras (Macacos) distrito de Nova Lima em 2001.

O rompimento de barragem de rejeito promove alterações no ecossistema, podendo proporcionar a perda da cobertura vegetal e os meios de regeneração bióticos (banco de sementes e de plântulas e rebrota), e também alterações nas características físicas e químicas do solo que dificultam o estabelecimento e crescimento de plantas.

Rejeitos oriundos do beneficiamento de minérios de metais como de Al, Fe e Zn podem apresentar baixas concentrações de nutrientes (Quadro 1 e 2) e elevadas de metais que podem interferir no metabolismo e crescimento de plantas uma vez depositados sobre o solo. A dinâmica de deposição e secagem lenta destes rejeitos possibilita a sedimentação orientada de argila, gerando um substrato, quando seco, de elevada densidade, trazendo dificuldades ao processo de implantação de vegetação. A recuperação destas áreas degradada tem que ter como objetivo a transformação do substrato(rejeito) em solo . Desta

forma, têm-se serviços relacionados com características físicas, químicas, físico-químicas e biológicas de solo.

Quadro 1 – Valores de pH e teores de zinco, manganês, cobre e enxofre disponíveis em amostras de rejeito de beneficiamento de minério de alumínio (bauxita), ferro e zinco

Amostra	pH	Zn	Fe	Mn	Cu	S
	-----mg.dm <sup>-3</sup> -----					
Rejeito de Bauxita	4,90	11,40	21,40	5,50	0,20	2,45
Rejeito de Ferro	8,04	267,50	145,90	37,70	9,37	46,50
Rejeito de Zinco	7,35	39,40	49,70	150,30	0,76	131,60

pH em água, relação 1:2,5. Fe, Zn, Mn, Cu – Extrator Mehlich-1. S - extrator – Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 500 mg.L<sup>-1</sup> de P em HOAc 2mol.L<sup>-1</sup>.

Fonte: Dias et al, 2007.

Quadro 2 – Teores de fósforo e potássio disponíveis, de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis e acidez potencial em amostras de rejeito de beneficiamento de minério de alumínio (bauxita), ferro e zinco

Amostra	P	K	P-rem	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H + Al
	---mg.dm <sup>-3</sup> ---		mg.L <sup>-1</sup>	-----cmolc.dm <sup>-3</sup> -----			
Rejeito de Bauxita	0,2	8,0	9,61	0,1	0,1	0,0	1,00
Rejeito de Ferro	3,4	0,0	47,40	0,0	0,0	0,0	0,70
Rejeito de Zinco	1,0	62,0	21,65	2,6	1,5	0,0	0,00

P e K – extraídos por Mehlich-1. Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> extraídos com KCl 1,0 mol.L<sup>-1</sup>. Fonte: Dias et al, 2007.

## RECUPERAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DAS ÁREAS DEGRADADAS

Devido à deposição e secagem do rejeito deve se preparar o “solo” com a escarificação ou subsolagem previamente ao plantio, que promoverá a desagregação sub-superficial. Em diferentes condições de substrato, essas práticas mostraram-se eficazes em melhorar algumas características físicas dos substratos (Barnhisel et al., 1988; Scullion & Mohammed, 1991; Dunker et al., 1995). Campello et al. (1997) trabalhando com rejeito de bauxita avaliaram o efeito de três níveis de escarificação (0, 1 e 2 passagens do escarificador) sobre o crescimento de *Acacia Holosericea*, *Albizia guachapelle*, *Parkia multijuga* e *Sesbania marginata*. A escarificação reduziu a densidade do solo e aumentou a profundidade efetiva avaliada por penetrógrafo.

Normalmente os rejeitos possuem características de retenção de água, de fertilidade e de atividade biológica impróprias ao rápido crescimento vegetal, ou mesmo ao estabelecimento de qualquer tipo de vegetação. Por isso, espécies de gramíneas e leguminosas, caso consigam se estabelecer deve ser utilizado na fase inicial de estabilização desses substratos (Einloft et al. 1999) após o preparo do solo. As gramíneas destacam-se pela rapidez de crescimento, cobrindo rapidamente a superfície do material, o que diminui o tempo de exposição à chuva e ao sol. As gramíneas dos gêneros *Brachiaria* e *Melinis* vêm sendo utilizadas, com relativo sucesso, na recuperação de áreas degradadas pela mineração (Almeida, 2002). As espécies de leguminosas, por possuírem capacidade de fixação simbiótica do nitrogênio, nutriente importante e pouco disponível em áreas degradadas, adicionam esse elemento ao sistema, tornando-o disponível às demais espécies vegetais (Franco et al. 1996).

O uso de serapilheira de florestas adjacentes como banco de propágulos mostrou-se viável na recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita em Poços de Caldas – MG (Gisler & Meguro, 1993). No entanto, essa técnica tem sido mais efetiva como fonte de propágulos e não como alternativa de substrato de plantio. Além do mais, esse procedimento deve ser precedido de uma avaliação prévia do potencial de resiliência da área de empréstimo, a fim de evitar sua degradação.

Considerando apenas o substrato (Rejeito), o objetivo mais importante é restabelecer um teor de matéria orgânica que permita a manutenção de atividade biológica e a melhoria de suas características químicas e físicas. O restabelecimento desse teor somente é possível mediante acréscimos superiores ao potencial de mineralização do sistema. Nesta fase, é importante o uso de espécies que adicionem C e N ao sistema, além de fornecer material formador de serapilheira com decomposição lenta, como observado em plantios de *Acacia mangium* (Froufe, 1999) e nas parcelas de *Acacia Holosericea* nos experimentos em Paracatu-MG (Dias & Arato, 2004). Em segundo momento, quando o objetivo é manter a sustentabilidade dos sistemas naturais ou dos sistemas produtivos, a taxa de adição de C deve ser pelo menos igual à taxa de mineralização da matéria orgânica, sincronizada com a liberação de nutrientes para atender à demanda de outras espécies.

O potencial de incorporação de C de composto orgânicos (CO) ao solo dependerá, basicamente, da natureza da comunidade decompositora do material orgânico que se incorpora ao solo (macro, meso e microfauna do solo), das características do ambiente (substrato e clima), de características do material vegetal que determinam sua degradabilidade (Lekha & Gupta, 1989) e, certamente, da capacidade das espécies em

absorver CO<sub>2</sub> e transformá-lo em matéria vegetal, seja da parte aérea, seja do sistema radicular.

No entanto, para que exista incorporação de CO ao substrato, primeiramente, é importante que se criem condições favoráveis ao estabelecimento de espécies vegetais que produzam grandes quantidades de matéria vegetal. Para áreas degradadas por aporte de rejeito, onde não existe a possibilidade de adição de solo superficial e o teor de matéria orgânica é baixo, a melhoria da qualidade do substrato para o crescimento satisfatório das plantas só é possível com a adição de grandes quantidades de composto orgânico, adição freqüente de adubos nitrogenados ou usando a fonte inesgotável de N do ar por meio da fixação biológica. Contudo, para que isto aconteça, é necessário que os demais nutrientes sejam provindos de forma equilibrada e, ainda, sejam considerados os demais fatores limitantes à fixação biológica de N<sub>2</sub> e ao crescimento das plantas (Dias & Arato, 2004; Franco & Campello, 2005).

Por apresentar baixa disponibilidade na maioria dos solos tropicais, o P é considerado como principal limitante à produção de matéria vegetal em sistemas naturais e à fixação biológica de N<sub>2</sub>-FBN nos trópicos (Peoples & Craswell, 1992). Seu fornecimento também é problemático em longo prazo, principalmente em áreas em recuperação, onde os investimentos são restritos e os substratos tendem a apresentar elevada capacidade de adsorção de fosfatos graças à presença de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al (Rejeitos da mineração de bauxita e ferro, por exemplo). A maior eficiência do uso de P em solos de regiões tropicais úmidas pode ser conseguida por meio da aplicação localizada de fontes solúveis, em condições de alta disponibilidade de matéria orgânica e por meio da simbiose que determinadas espécies vegetais fazem com fungos micorrízicos (Siqueira, 1996).

Quando em associação com bactérias diazotróficas, o sistema radicular de plantas tende a acidificar a região da rizosfera a fim de manter um equilíbrio iônico internamente em seus tecidos. Essa acidificação ocorre comumente com a extrusão de prótons em concentrações que podem reduzir o pH daquela região em mais de uma unidade e, conseqüentemente, aumentar a taxa de recuperação de P, quando aplicado na forma de fosfato natural. Os resultados decorrentes da aplicação de fosfato de baixa reatividade no plantio de espécies leguminosas, tais como: *Acacia mangium*, *A. Holosericea*, *Sclerolobium paniculatum* e *Mimosa caesalpinifoliae*, podem ser explicados pela redução de pH na região da rizosfera (Franco & Balieiro, 2000; Franco & Campello, 2005).

A simbiose planta- bactérias diazotróficas-fungos micorrízicos é um sistema funcional que adquire propriedades que não estavam presentes nos níveis hierárquicos

inferiores, ou seja, essa associação representa a união de bactérias diazotróficas (fixadoras de N<sub>2</sub>) com espécies vegetais (fixadoras de C) e fungos micorrízicos. Com isso, as plantas noduladas e micorrizadas adquirem a capacidade de incorporar C e N ao solo, com maior capacidade de adsorção de nutrientes, tornando-se mais tolerantes aos estresses ambientais (Souza & Silva, 1996; Franco & Faria, 1997; Franco et al., 2000; Franco & Balieiro, 2000). Desta forma, as espécies vegetais que formam estas simbioses são as indicadas para aumentar o teor de matéria orgânica do sistema em condições de baixa fertilidade.

## **USO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA REVEGETAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

Inúmeras são as vantagens da utilização de árvores em processos de recuperação ambiental. Fisher (1995) enumera cinco maneiras pelas quais as árvores podem melhorar ou recuperar a qualidade de um solo: (1) Algumas espécies podem incrementar o teor de N no solo por meio da fixação de N<sub>2</sub> atmosférico com associações simbióticas com bactérias dos gêneros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* ou actinomicetos do gênero *Frankia*. (2) O extenso sistema radicular permite que as árvores não só acumulem nutrientes que são retirados de grande volume de solo, mas também efetuem sua redistribuição melhorando a fertilidade dos horizontes superficiais; (3) As árvores permitem melhor condicionamento de solo pelo incremento de matéria orgânica; (4) as árvores podem favorecer a melhoria das condições microclimáticas do solo e da superfície; (5) O efeito rizosfera, ou seja, as árvores criam condições favoráveis ao desenvolvimento de meso e microfauna e microflora, melhorando características físicas, químicas e biológicas na região do entorno de raízes, resultando em profundo efeito benéfico sobre o crescimento de plantas e de características do solo.

As raízes liberam no solo diversos tipos de compostos orgânicos oriundos da fotossíntese. Estima-se que cerca de 60 % do carbono fotoassimilado é transportado para as raízes e que 50% deste é utilizados para o crescimento de raízes ou liberado para o solo, contribuindo para o aumento da matéria orgânica do solo e para a nutrição de diferentes organismos. Os materiais orgânicos depositados na rizosfera são diversos e variam em quantidade e qualidade, dependendo da espécie vegetal, da idade e vigor das plantas, do tipo de solo e fatores ambientais (como luz, temperatura e umidade), dentre outros (Moreira & Siqueira, 2002).

O sistema radicular de espécie arbóreas pode trazer significativos benefícios ao substrato, tanto pela incorporação de C advindo da morte de pequenas raízes (ciclagem) como pela melhoria da drenagem e eliminação de exsudatos que atuam na gênese de agregados e estruturação do substrato.

Aspecto importante do papel de raízes na recuperação de um solo refere-se à formação de agregados. Ao crescerem, as raízes aproximam as partículas minerais pelas pressões exercidas no seu avanço através dos poros do solo, extraem água e liberam substâncias orgânicas para a rizosfera, facilitando a formação de agregados e protegendo a matéria orgânica. Da mesma forma, os produtos oriundos da senescência de raízes, fungos – micorrízicos principalmente – atuam na estabilização de macroagregados (Haynes & Beare, 1996).

A utilização de espécies arbóreas tolerantes à compactação tem sido recomendada como prática para aumentar a porosidade e diminuir a densidade de substratos remanescentes de extração de carvão na Inglaterra (Haigh, 1992). A utilização de espécies tolerantes à compactação mostrou-se alternativa igualmente viável em Porto Trombetas-PA (Campelho et al. 1997).

Ensaio em condições controladas de casa de vegetação podem indicar o comportamento das espécies em relação à presença de camadas compactadas. Diferentes ensaios (Fernandes et al., 1994; Dias et al., 2004a) mostraram que a maior parte das espécies leguminosas consideradas pioneiras e comumente utilizadas em programas de recuperação ambiental apresenta boa tolerância à compactação (Quadro 3).

Quadro 3 – Produção de matéria seca da parte aérea de mudas de diferentes espécies leguminosas utilizadas em recuperação de áreas degradadas e cultivadas em colunas que continham solo em densidade equivalente a original ( $d= 1,0 \text{ kg.dm}^{-3}$ ) e compactado ( $d= 1,3 \text{ kg.dm}^{-3}$ )

Espécie	Solo não compactado <sup>(1)</sup>	Solo compactado
	-----g/coluna-----	
<i>Albizia guachapelle</i>	10,0 a	10,5 a
<i>Albizia falcataria</i>	1,2 a	0,85 a
<i>Albizia saman</i>	1,1 a	1,2 a
<i>Acácia holosericea</i>	14,1 a	10,8 b
<i>Acácia angustissima</i>	1,1 a	1,2 a
<i>Acacia mangium</i>	13,5 a	14,5 a
<i>Enterolobium contortissiliquum</i>	10,3 a	9,5 a
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	15,3 a	13,2 b
<i>Leucaena leucocephala</i>	11,4 a	7,5 b
<i>Mimosa tenuiflora</i>	14,6 a	10,3 b
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	12,7 a	9,5 a
<i>Parkia ulei</i>	16,5 a	12,9 b
<i>Senna elata</i>	13,4 a	11,4 a
<i>Senna reticulata</i>	24,5 a	20,8 a
<i>Sesbania virgata</i>	23,6 a	22,2 a
<i>Stryphnodendron guianensis</i>	1,5 a	1,1 a

<sup>(1)</sup>Valores seguidos de mesma letra, nas linhas, não diferem a 5% pelo teste tukey.

Fonte: Fernandez et al. (1994); Dias et al. (2004a).

Rejeitos com partículas mais grosseiras e de elevada densidade, como observado para os processos de beneficiamento de minério de Fe, formam substratos de elevada macroporosidade e capacidade de retenção de cátions e de água. Para regiões mais susceptíveis a déficit hídricos, o processo de revegetação pode ser comprometido por deficiência hídrica. Neste caso, a aplicação de matéria orgânica na cova de plantio (cerca de 2,0 L de esterco de curral) favoreceu o estabelecimento e crescimento de mudas em um depósito de rejeito do beneficiamento de minérios de zinco (Piagentini et al., 2002), aumentando a capacidade de retenção de água na região da rizosfera. Da mesma forma, o uso de material vegetal seco sobre o terreno (cobertura morta) promove menor perda de água pelo substrato, favorecendo o estabelecimento de mudas.

Em substrato completamente destituídos de matéria orgânica, a utilização de leguminosas arbóreas, noduladas e micorrizadas tem-se mostrado como uma técnica de recuperação ambiental muito eficiente (Dias et al., 1994a, 1995; Franco et al., 1996, 1997; Campello et al., 2000; Franco & Campello, 2005). Além de proporcionar significativo aporte de material orgânico ao substrato, esta técnica facilita o processo de sucessão vegetal (Campello, 1998). As espécies arbóreas com raízes profundas também reciclam nutrientes perdidos para as camadas mais profundas do solo (Nair et al., 1984, 1999).

Essa técnica baseia-se na elevada capacidade de adaptação e de produção de biomassa de algumas leguminosas arbóreas, aliada ao fato de a associação com microrganismos potencializar essas qualidades. Na verdade, sua utilização permite acelerar o processo de revegetação, criando rápida cobertura vegetal e, ao mesmo tempo, condições de solo e microclima favoráveis ao ingresso e estabelecimento de espécies de estádios sucessionais mais avançados (Dias et al, 2007).

Algumas espécies de leguminosas apresentam grande dependência de fungos micorrízicos, inclusive para a nodulação e estabelecimento da simbiose, como observado para a *Anadenathera macrocarpa* (Angico vermelho) que só respondeu à inoculação com rizóbio ou mesmo à adubação nitrogenada, quando também foi inoculada com o fungo micorrízico (Franco & Campello, 2005).

Comparando o potencial das espécies não-leguminosas (*Eucalyptus pellita*) e leguminosas (*Acacia mangium*) em recuperar um solo degradado pela extração de bauxita em Porto Trombetas-PA, Dias et al. (1994a) verificaram que, nove anos após o plantio, as parcelas com *A. mangium* apresentavam maior produção de serapilheira com menor relação C/N e maiores conteúdos de P, N, Mg e K e o solo superficial (0-2,5cm) maior concentração de matéria orgânica, soma de bases trocáveis e CTCefetiva, confirmando o maior potencial dessa espécie em recuperar o solo degradado.

A principal crítica ao uso de leguminosas arbóreas em trabalho de recuperação ambiental baseia-se na utilização de espécies exóticas ao local de estudo, contrariamente à linha de pensamento na qual a maior diversidade de famílias poderá garantir o sucesso da recuperação ou maior estabilidade populacional (Tilman, 1996). Além disso, há o receio de que a utilização de espécies exóticas possa gerar desequilíbrio na medida em que uma espécie se torne dominante, interferindo nas fases da sucessão natural e impedindo o aparecimento de outras plantas (Reis et al., 1996).

## **CORREÇÃO E FERTILIZAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADADAS**

Independentemente da característica do rejeito, a degradação principal é a perda de seus horizontes superficiais; conseqüentemente, a carência de matéria orgânica, de atividade biológica e de nutrientes constitui o principal fator limitante ao restabelecimento dos diferentes processos que possam garantir a sustentabilidade de vegetação (Dias et al. 2007).

Associada à perda de horizontes superficiais, a exposição de materiais de solo com baixo nível de estruturação pode resultar no aceleração de processos erosivos e na formação de camadas adensadas decorrentes da eluviação de argila. Dessa maneira, o cenário mostra-se fortemente desfavorável ao estabelecimento de espécies vegetais que possam adicionar C e nutrientes ao sistema, e assim, dar início ao processo de formação de um novo solo e de recuperação do ambiente (Dias et al. 2007)..

O uso inicial de espécies arbóreas leguminosas que se associam com bactérias fixadoras de  $N_2$  e fungos micorrízicos tem-se mostrado eficiente e de baixo custo para situações em que o estabelecimento de uma floresta é o objetivo do processo de recuperação. Para situações em que o objetivo não é o estabelecimento de floresta, a mistura de espécies leguminosas e não-leguminosas de porte arbustivo ou mesmo plantas herbáceas podem ser recomendadas. Logicamente, a seleção de espécies e a maneira como o processo de recuperação vai ser conduzido dependem de seus objetivos, disponibilidade de recursos, características do sistema degradado e tempo disponível para a recuperação (Dias et al. 2007)..

Para o estabelecimento e crescimento de plantas o ponto inicial é como adicionar C ao sistema, a fim de criar condições favoráveis à atividade biológica e à estruturação de suas partículas de maneira a restabelecer a micro e macroporosidade e a capacidade de retenção de água do substrato. Certamente o que tiver disponível de material orgânico na região deve ser utilizado, no entanto, deve-se ter em mente que as quantidades a serem adicionadas são significativamente maiores que as comumente utilizadas na agricultura. Para atingir resultado significativo (vale destacar que, por se tratar de um substrato sem cobertura vegetal e com características físicas fortemente desfavoráveis), as quantidades devem variar de pelo menos 50 a 200  $t.ha^{-1}$ , dependendo da fonte e características do substrato (Dias et al. 2007)..

Para situações em que o substrato apresenta sulfetos metálicos passíveis de ser oxidados, gerando acidez e solubilização de metais, as quantidades aplicadas podem ser superiores. Em substrato ácido (pH menor que 4,0) com elevadas concentrações de Zn e Pb, foram necessárias 300  $t.ha^{-1}$  de lodo de esgoto desidratado e quantidade superior a 100  $t.ha^{-1}$  de calcário para o estabelecimento de vegetação (Daniels et al., 1994). Por outro lado, quantidades da ordem de 75-150  $t.ha^{-1}$  do mesmo material têm sido recomendadas para a revegetação (gramíneas predominantemente) de rejeitos não-ácidos da extração de carvão mineral (Haering & Daniels, 2000).

Aspecto importante a ser considerado refere-se aos cuidados necessários decorrentes do uso de grandes quantidades de determinadas fontes de material orgânico, principalmente lodo de esgoto, em que a presença de metais pode ser maior. O monitoramento contínuo de solo e de águas sub e superficiais deve ser realizado a fim de garantir que os impactos ambientais sejam minimizados.

Na impossibilidade da aplicação de materiais orgânicos em toda a superfície do rejeito, a utilização localizada promove resultados imediatos muito bons em termos de estabelecimento e crescimentos das mudas. Em covas de 30x30x30 cm, a aplicação localizada de 2,0 a 4,0 dm<sup>3</sup> de esterco bovino curtido promoveu crescimento muito bom para *Acacia mangium* em rejeito de lavagem de bauxita (Franco et al., 1996).

A correção da acidez de substratos pode ser realizada por meio de calcário, preferencialmente magnésiano ou dolomítico, aplicado em toda a superfície do substrato e incorporado quando do plantio de espécies herbáceas e arbustivas. Excetuando substratos com sulfetos metálicos passíveis de gerar a acidez pela oxidação desses, o uso de critérios agrônômicos para estabelecimentos da necessidade de calagem tem proporcionado bons resultados. Para substratos que contêm sulfetos e geram acidez, o uso do método de balanço ácido-base tem sido utilizado principalmente nos Estados Unidos. O potencial de acidez a ser gerado pelo substrato é obtido a partir da oxidação dos sulfetos da amostra com peróxido de hidrogênio, formando ácido sulfúrico, seguido da titulação da solução com NaOH até pH 7,0. No entanto, considerações a respeito da eficiência do método (Mello et al., 2003) e das elevadíssimas quantidades de calcário recomendadas devem ser analisadas, principalmente no que se refere aos custos, possibilidades de ocorrência de supercalagem e eficiência a médio e longo prazo (Mays et al., 2000).

Para o plantio de espécies arbóreas, a demanda de corretivos de acidez tende a ser significativamente menor pelo fato de a maioria das espécies pioneiras e de rápido crescimento apresentar maior tolerância à acidez. Como prática, a aplicação localizada de calcário na cova de plantio tem sido utilizada para melhorar a fertilidade do solo da cova, criando condições mais favoráveis à disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, a aplicação de calcário em toda a superfície do terreno poderia criar condições mais favoráveis ao ingresso de espécies invasoras espontâneas – o que é desejável dentro de uma perspectiva de recuperação ambiental onde qualquer aporte de C ao substrato é bem vindo proporcionando maior cobertura e proteção do substrato. O uso de plantios mais adensados (2x2 m, por exemplo), com espaçamentos menores entre plantas, tem compensado a não aplicação de calcário em toda a superfície do terreno.

As quantidades e tipos de fertilizantes a serem utilizados, a fim de garantir o estabelecimento e crescimento de vegetação em solos degradados, dependem de diferentes fatores. As quantidades são determinadas de acordo com a fertilidade do substrato e das exigências nutricionais das espécies a serem utilizadas. O tipo de fertilizante depende, igualmente, das características físico-químicas do substrato remanescente e de outros fatores, como custo, disponibilidade, forma de aplicação e objetivos do processo de recuperação ambiental.

Para a maioria dos substratos, talvez para a totalidade desses, N e P mostram-se como os principais limitantes ao estabelecimento e crescimento inicial de plantas. A partir do momento em que a ciclagem biogeoquímica de nutrientes começa a operar com maior eficiência, a demanda por P reduz fortemente, enquanto a de N decresce gradativamente, porém mantém-se em níveis normalmente superiores ao de P, dada a mobilidade maior daquele no solo em relação a este (Dias et al. 2007).

A utilização de espécies leguminosas que se associam a bactéria fixadoras de N<sub>2</sub> e a fungos micorrízicos possibilita maior economia e eficiência nutricional, pois permite que fertilizantes nitrogenados não sejam utilizados e exista maior capacidade das plantas em absorver P.

Para espécies arbóreas, a fase de formação de mudas permite que sejam adicionadas ao substrato quantidades significativas de N (a partir de uma fonte de matéria orgânica como esterco bovino) e de P. Preferencialmente, os substratos para a formação de mudas têm sido preparados com adição de fontes solúveis de P, a fim de proporcionar maior quantidade prontamente disponível do nutriente, uma vez que o nível crítico de P no solo para essa fase é significativamente superior ao do verificado para plantas mais velhas no campo (Neves et al., 1990).

Para estabelecimento da muda no campo, o uso de fontes de menor reatividade, como fosfato naturais, ou de reatividade intermediária, como termofosfato magnésiano, proporciona resultados muito bons, garantindo disponibilidade adequada de P por um período longo. As quantidades a serem aplicadas, de forma localizada no fundo da cova de plantio, variam na ordem de 100 a 150 g de termofosfato ou 150 a 200g de fosfato natural (Dias et al. 2007).

O fornecimento de Ca e Mg ao sistema pode ser realizado por meio de calcários magnésianos ou dolomíticos, quando da correção da acidez do substrato. Algumas espécies arbóreas pioneiras, como *Acacia mangium* e *A. holosericea*, apresentam elevada eficiência de absorção e utilização de Ca (Dias et al., 1994b, 1995), permitindo que a quantidade de P

aplicada via adubação fosfatada (fosfato natural) atenda à demanda pelo nutriente até que a ciclagem biogeoquímica se estabeleça.

Para atender à demanda de K e S de espécies arbóreas e arbustivas de rápido crescimento, recomenda-se o uso de cerca de 50-100 g de  $K_2SO_4$ , aplicado em cobertura e em torno da planta aos 60-120 dias do plantio. Outra alternativa seria o uso de KCl e o fornecimento de S por meio de gesso agrícola. No caso do suprimento de P via superfosfato simples, quantidade veiculada de S seria suficiente para atender à demanda de espécies arbóreas.

O uso de fertilizantes para fornecer micronutrientes depende fundamentalmente das características do substrato. Rejeitos e outros materiais oriundos de processos de beneficiamento de minérios e ligas metálicas podem apresentar elevadas concentrações de um ou vários micronutrientes, como Cu, Zn, Fe e Mn. Nestes casos, devem-se procurar formulações que atendam à demanda específica de cada situação. Para os demais substratos carentes em matéria orgânica e micronutrientes, a aplicação localizada na cova de plantio de 30 a 50 g de formulações completas, como a FTE BR12, tem proporcionado bons resultados (Dias et al., 2006).

Não existe uma receita única para a recuperação de área degradada. Características individuais de cada local exigem, muitas vezes, procedimentos específicos, considerando as características locais, espécies a serem utilizadas, objetivos do processo de recuperação e disponibilidade de insumos e recursos.

## **2.2. QUALIDADE DAS ÁGUAS**

O conhecimento dos efeitos impactantes na água é essencial para a avaliação de suas condições de uso e capacidade em manter e desenvolver a vida aquática. O perfeito entendimento da situação de qualidade de um corpo hídrico só é alcançado a partir do conhecimento da procedência e do significado desses parâmetros, por isto é suma importância a análise da água.

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis biológicas, constitui-se como ferramenta fundamental para determinar a qualidade da água do rio.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001). Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio) antes da data de coleta das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das conseqüências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas.

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour et al., 1999). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais.

### **2.2.1. BIOMONITORAMENTO**

Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e da América do Norte (Armitage, 1995; Cairns Jr. & Pratt, 1993; Pratt & Coler, 1976) argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água, sendo particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente. Isso pode ser atingido com uma análise integrada da qualidade da água, ou seja, considerando não apenas as metodologias

tradicionais de avaliação, mas os aspectos biológicos do sistema (Barbosa, 1994; Metcalfe, 1989; Rosenberg & Resh, 1993).

De acordo com Buss (2001), o primeiro passo para a resolução de problemas ambientais, por meio da gestão dos recursos naturais, é o desenvolvimento de métodos confiáveis na avaliação desses problemas. Assim, têm-se buscado formas rápidas e seguras para se diagnosticar a qualidade dos corpos hídricos. Um dos métodos mais eficazes para avaliar esse aspecto tem sido a utilização de indicadores biológicos.

### **Bases conceituais do biomonitoramento**

O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. Como os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antropogênicos. A habilidade de proteger os ecossistemas depende da capacidade de distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais, buscando categorizar a influência das ações humanas sobre os sistemas biológicos (Cairns Jr. et al., 1993). Nesse contexto, a definição de biomonitoramento mais aceita é o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas (Matthews et al., 1982).

A idéia de que espécies podem ser usadas para indicar certas condições ambientais tem sido verificada com bastante frequência ao longo da história. Um exemplo ocorreu durante a Revolução Industrial (Século XIX), quando canários eram colocados dentro de minas de carvão para monitorar a qualidade do ar. Caso o canário sofresse alguma alteração desfavorável, causada por altas concentrações de monóxido de carbono, as pessoas eram imediatamente retiradas do local, evitando possíveis danos à saúde (Cairns Jr. & Pratt, 1993).

O uso das respostas dos organismos é a base dos índices biológicos. Bioindicadores são espécies escolhidas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição orgânica ou outros tipos de poluentes (Washington, 1984). O termo “resposta biológica” se refere ao conjunto de reações de um indivíduo ou uma comunidade em relação a um estímulo ou a um conjunto de estímulos (Armitage, 1995). Por estímulos entendemos algo que induza uma reação do indivíduo que possa ser percebida e medida na população ou na comunidade.

Segundo Metcalfe (1989), o uso das respostas biológicas como indicadores de degradação ambiental é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água, pois

estas registram apenas o momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio, necessitando assim de um grande número de análises para a realização de um monitoramento temporal eficiente. Outra desvantagem é que, se forem feitas longe da fonte poluente, as medições químicas não serão capazes de detectar perturbações sutis sobre o ecossistema (Pratt & Coler, 1976).

Por sua vez, os organismos integram as condições ambientais durante toda a sua vida, permitindo que a avaliação biológica seja utilizada com bastante eficiência na detecção tanto de ondas tóxicas intermitentes agudas quanto de lançamentos crônicos contínuos (De Pauw & Vanhooren, 1983). Além disso, as metodologias biológicas são bastante eficazes na avaliação de poluição não pontual (difusa), tendo, portanto, grande valor para avaliações em escala regional (Pratt & Coler, 1976).

Mesmo em casos de lançamentos contínuos dentro das normas estabelecidas por lei, o uso da biota aquática é uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água. Isso se deve a um processo natural denominado biomagnificação, que é a transmissão de compostos que não são metabolizados ou excretados pelos organismos para o nível superior da cadeia trófica. Em alguns casos esses compostos podem ser tóxicos se acumulados, como no caso de metais pesados e de pesticidas organoclorados. Portanto, mesmo estando dentro das normas legais de lançamento, esses efluentes podem estar degradando as inter-relações biológicas, extinguindo espécies e gerando problemas de qualidade de vida para as populações que utilizam aquele recurso.

Os indicadores biológicos são muito úteis por sua especificidade em relação a certos tipos de impacto, já que inúmeras espécies são comprovadamente sensíveis a um tipo de poluente, mas tolerantes a outros (Washington, 1984). Assim, índices podem ser criados especificamente para detectar derramamento de óleo, poluição orgânica, alteração de pH da água, lançamento de pesticidas, entre outros.

As vantagens em se empregar indicadores biológicos de qualidade de água, em relação aos métodos convencionais (análises físicas e químicas), são a rapidez e eficácia na obtenção de resultados, baixo custo, avaliação da qualidade da água *in situ*, maior suscetibilidade a uma grande variedade de estressores e avaliação da função de um ecossistema e monitoramento ambiental em grande escala (Queiroz et al., 2000).

## **Definição de indicadores biológicos**

Segundo Johnson et al. (1993), um indicador biológico “ideal” deve possuir as seguintes características:

- ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não-especialistas;
- apresentar distribuição geográfica ampla;
- ser abundante ou de fácil coleta;
- ter baixa variabilidade genética e ecológica;
- preferencialmente possuir tamanho grande;
- apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida;
- dispor de características ecológicas bem conhecidas; e
- ter possibilidade de uso em estudos em laboratório.

A primeira abordagem visando à determinação de indicadores biológicos da qualidade das águas, com bases científicas, foi feita com bactérias, fungos e protozoários na Alemanha por Kolkwitz & Marsson (1909). Como praticamente qualquer grupo pode ser utilizado em programas de monitoramento, foram desenvolvidas metodologias de avaliação para macrófitas aquáticas (Best, 1990; Haslam, 1982), peixes e macroinvertebrados. A utilização da comunidade de peixes com essa finalidade tem sido extensamente implantada, principalmente nos Estados Unidos (Cairns Jr. & van der Schalie, 1980; Fausch et al., 1990; Karr, 1981; Karr et al., 1986), inclusive com proposta de uso em programas em todo o país (Fausch et al., 1984; Plafkin et al., 1989).

Apesar do desenvolvimento de metodologias de avaliação com diversos organismos, vários autores afirmam que o grupo de macroinvertebrados bentônicos é o mais testado e utilizado (Barbour et al., 1999; Kerans & Karr, 1994; Rosenberg & Resh, 1993). Segundo Plafkin et al. (1989), essas comunidades têm sido amplamente utilizadas por uma série de razões:

- são ubíquos, podendo responder a perturbações em todos os ambientes aquáticos e em todos os períodos;
- o grande número de espécies oferece um amplo espectro de respostas;
- mesmo em rios de pequenas dimensões, a fauna pode ser extremamente rica;
- a natureza relativamente sedentária de várias espécies permite uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações;
- apresenta metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente; e

- são relativamente fáceis de identificar segundo as metodologias existentes.

Os estudos da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos têm adquirido caráter essencial nos trabalhos de avaliação de impactos sobre os ecossistemas aquáticos (Brigante et al, 2003). A fauna de invertebrados aquáticos presta-se muito bem a essa informação por apresentar uma série de vantagens: (a) serem organismos comuns e abundantes na maioria dos ambientes; (b) facilmente amostrados devido à sua natureza sedentária; (c) bastante sensíveis a modificações em seu habitat; (d) baixa variabilidade genética e ecológica; (e) ciclo de vida longo; (f) fácil visualização e identificação; (g) são sensíveis a contaminações não detectáveis por metodologias físico-químicas; e (h) o estudo não requer equipamentos sofisticados e caros (Merritt & Cummins, 1996; Marques e Barbosa, 1997; Junqueira et al., 2000; Kuhlmann et al., 2001; Figueroa et al., 2003; Buss et al., 2003).

## **QUEM SÃO OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS?**

Dos mais variados organismos que habitam o ambiente aquático, os Macroinvertebrados Bentônicos (do grego benthos, que significa profundidade), são representados por inúmeras espécies. São organismos facilmente visíveis a olho-nu e habitam o substrato do fundo do ecossistema aquático, ou seja, podem viver enterrados na areia ou lama, presos à superfície das rochas, sobre o sedimento orgânico do fundo ou escondido nos espaços existentes entre rochas.

Os principais representantes da comunidade bentônica pertencem aos filos Anellida e Mollusca e às classes Crustacea e Insecta, abrangendo, na última, principalmente, formas imaturas, larvas e ninfas. Alguns desses organismos são extremamente sensíveis à poluição e às alterações do habitat, e suas populações tendem a desaparecer assim que ocorrem modificações no ambiente. Outros, no entanto, desenvolveram adaptações que os tornam bastante tolerantes às más condições ambientais – é comum observar um grande crescimento de sua população em locais de péssima qualidade de água.

Os invertebrados bentônicos são classificados, freqüentemente, segundo o tamanho dos organismos, o qual é determinado utilizando-se peneiras de diferentes tamanhos de abertura da malha. De acordo com esse critério, Esteves (1998), classifica os organismos bentônicos da seguinte forma:

- a) Microbentos: constituídos por pequenos organismos como protozoários;
- b) Mesobentos ou Meiobentos: organismos retidos em peneiras com malhas de 0,3-0,8mm de abertura, geralmente pequenos anelídeos;

c) **Macrobentos:** são os organismos retidos em peneiras com malha superior a 1mm, portanto, visíveis a olho-nu.

De acordo com Odum (1988), dentre os inúmeros macroinvertebrados bentônicos, pode-se destacar:

- **Anelídeos:** importantes na dinâmica de nutrientes e tolerantes de ambientes com baixa concentração de oxigênio;
- **Moluscos:** representados, nas águas continentais, por dois grupos: os gastrópodes e os bivalves. São muito estudados quando o enfoque da pesquisa visa a discutir seu papel como vetores de doenças;
- **Crustáceos:** os mais comuns em águas doces são os ostrácodes, decápodes, copépodes e cladóceros, sendo, os primeiros, os mais freqüentes, e grandes consumidores de bactérias, detritos e algas;
- **Insetos:** os mais freqüentes. Grande número de espécies de insetos são ou têm parte de seu ciclo vital ligados à água. Atualmente estão sendo muito estudados, pelo fato da grande importância que possuem na dinâmica de nutrientes no corpo hídrico e por serem bons indicadores de qualidade de água. Dentre os vários grupos, destacam-se: dípteros, efemerópteros, plecópteros, tricópteros, odonatas, hemípteros, coleópteros e lepdópteros.

A distribuição e ocorrência dos macroinvertebrados bentônicos, nos corpos hídricos, têm sido amplamente estudadas, pois são inúmeros os parâmetros ambientais que influenciam na distribuição desses organismos. Dentre os parâmetros mais importantes, estão alguns ligados diretamente com a qualidade de água, o que reforça a utilização dos macroinvertebrados como bioindicadores.

O oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, o pH, bem como a ordem dos córregos, a ação antrópica e a vegetação ripária, também são de grande importância em estudos dessa natureza. Ressaltam, ainda, que na estação chuvosa, com o aumento da vazão e conseqüentemente da turbidez, ocorre uma diminuição do perifíton, fonte de alimento dos organismos bentônicos, causando uma diminuição considerada na abundância de taxa.

É constatado que, em locais considerados com água de má qualidade, não é encontrado nenhum táxon pertencente às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, espécies altamente intolerantes de poluição.

Por outro lado, há organismos muito adaptados a ambientes altamente impactados, como é o caso da família Chironomidae (Diptera). As espécies dessa família são muito tolerantes a condições adversas, tendo preferência por habitar locais com grande

disponibilidade de substâncias húmicas e fúlvicas, além de serem muito comuns em ambientes altamente eutrofizados. Dessa forma, desenvolveram mecanismos fisiológicos para sobreviverem em ambientes com baixas taxas de oxigênio dissolvido.

Para a utilização dos macroinvertebrados como bioindicadores, é necessário conhecer a ocorrência e distribuição desses organismos, ou seja, saber quais grupos irão estar presentes em quais situações ambientais, pois somente assim será possível obter informações sobre a qualidade das águas. Alguns parâmetros ecológicos podem ser utilizados com certa facilidade para se avaliar a qualidade dos ambientes.

### **2.2.2. ASPECTOS FÍSICOS**

A percepção do homem nas alterações da qualidade da água através de seus sentidos dá-se pelas características físicas da água, pois espera-se que esta seja transparente, sem cor e sem cheiro. Na verdade, na natureza a água usualmente possui cor, cheiro e até mesmo gosto (Branco, 1991).

#### **TEMPERATURA**

A temperatura tem influência nos processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e em outros processos, como a solubilidade dos gases dissolvidos e sais minerais. Com o aumento da temperatura, a solubilidade dos gases diminui e a dos sais minerais aumenta, influencia ainda, o crescimento microbiológico, pois cada microrganismo possui uma faixa ideal de temperatura (Branco, 1991).

#### **TURBIDEZ**

É a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam a sua difusão e absorção. Partículas constituídas por plâncton, bactérias, argilas, silte em suspensão, fontes de poluição que lançam material fino e outros.

O aumento da turbidez reduz a zona eufótica, que é a zona de luz onde a fotossíntese ainda é possível ocorrer.

O método padrão para medir a turbidez é feita pelo “Turbidímetro de Jackson”, que consiste essencialmente de uma vela e um tubo de vidro calibrado. É um método visual, que se baseia na determinação da altura de uma coluna de amostra de água, que, observada verticalmente, faz com que a imagem da chama da vela deixe de ser visível.

A calibração do tubo de vidro é feita de forma que, a altura da coluna de amostra de água corresponda à turbidez em unidades de Jackson (UJT), sendo que, 1 UJT corresponde a turbidez de 1mg de SiO<sub>2</sub> em suspensão em 1000 mL de água destilada.

O turbidímetro de Jackson apresenta como restrição a sua sensibilidade, pois consegue ler apenas turbidez acima de 25 UJT, porque as partículas muito pequenas não dispersam a luz da faixa amarelo-vermelho do espectro, que corresponde à chama da vela (Branco, 1991; Richter & Netto, 1991).

Atualmente, utilizam-se os métodos denominados nefelométricos, mais sensíveis, que consistem em equipamento com luz de tungstênio e detectores fotoelétricos, capazes de detectar a luz que é dispersa num ângulo de 90°C com luz incidente. A unidade de turbidez passou a ser denominada de “unidades nefelométricas de turbidez” (UNT), que é comparável à UJT (Glaglianome & Bastos, 1988; Richter & Netto, 1991).

### **CONDUTIVIDADE**

A condutividade elétrica da água é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. É a capacidade da água transmitir a corrente elétrica. A unidade utilizada é micromhos/cm que corresponde ao microsiemens/cm (SI) a uma determinada temperatura em graus Celsius (APHA, 1995).

$$1 \text{ mS/m} = 10 \text{ } \mu\text{mhos/cm}$$

$$1 \text{ } \mu\text{S/cm} = 1 \text{ } \mu\text{mhos/cm}$$

A condutividade das águas superficiais e subterrâneas também é bastante variada, podendo ser baixa em valores de 50 micromhos/cm e variando até 50.000 micromhos/cm, que é a condutividade da água do mar.

### **SÓLIDOS**

Todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos recursos hídricos. Sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas.

Sólidos em suspensão: resíduo que permanece num filtro de asbesto após filtragem da amostra. Podem ser divididos em:

- Sólidos sedimentáveis: sedimentam após um período t de repouso da amostra
- Sólidos não sedimentáveis: somente podem ser removidos por processos de coagulação, floculação e decantação.
- Sólidos dissolvidos: material que passa através do filtro. Representam a matéria em solução ou em estado coloidal presente na amostra de efluente.

### 2.2.3. ASPECTOS QUÍMICOS

Segundo Branco (1991), os parâmetros químicos são os índices mais importantes para se caracterizar a qualidade de uma água. Esses parâmetros permitem:

- Classificar a água por seu conteúdo mineral, através dos íons presentes;
- Determinar o grau de contaminação, permitindo determinar a origem dos principais poluentes;
- Caracterizar picos de concentração de poluentes tóxicos e as possíveis fontes;
- Avaliar o equilíbrio bioquímico que é necessário para a manutenção da vida aquática, permitindo avaliar as necessidades de nutrientes.

#### **pH (potencial hidrogeniônico)**

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais o pH da água é influenciado pela concentração de íons  $H^+$  originados da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que eleva os valores de pH para a faixa alcalina (Esteves, 1998).

A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8; no entanto, pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. Em ambos os casos, estes ecossistemas apresentam comunidades vegetais e animais também características.

Ecossistemas aquáticos que apresentam mais frequentemente valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone.

Não raramente, nestes ecossistemas são encontradas elevadas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido carbônico, que são formados, principalmente, através da atividade metabólica dos microorganismos aquáticos. Com a dissociação destes ácidos na água, observa-se redução dos valores de pH do meio, devido ao aumento do íons  $H^+$  livres, dissociados respectivamente dos íons sulfato, nitrato, oxalato, acetato e bicarbonato.

No Brasil, ecossistemas aquáticos continentais com baixo pH são encontrados em grande número na região de terra firme da Amazônia central, no litoral (especialmente na faixa de restinga) e em regiões de turfeiras. Estes ecossistemas têm como característica

comum a cor escura da água (cor de café ou chá). Na Amazônia, estes corpos d'água foram intensamente estudados por SIOLI (1975). De acordo com este pesquisador, os valores mais baixos de pH são encontrados nos corpos d'água localizados na região de sedimentos da formação Barreiras, de terra firme, que apresentam valores variando entre 4,0 e 5,5. Estes valores de pH fornecem indício da ausência de substâncias tamponadoras (bicarbonato e carbonato) em solução.

Ecosistemas aquáticos com elevados valores de pH são encontrados, geralmente, em regiões com balanço hídrico negativo (onde a precipitação é menor do que a evaporação); em regiões em que os ecossistemas aquáticos continentais são, em diferentes graus de intensidade, influenciados pelo mar (recebem grandes contribuições de carbonatos e bicarbonatos), e em regiões cársticas (regiões ricas em cálcio). No Brasil, os açudes do Nordeste e as salinas do Pantanal Sul-Matogrossense podem ser considerados ecossistemas localizados em regiões com balanço hídrico negativo. Os açudes nordestinos, especialmente durante o período de estiagem, apresentam valores de pH geralmente superiores a 8,0 (MELO & CHACON, 1976).

O pH pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica. Especialmente em águas pobres em sais solúveis e de baixos valores de pH (menor que 5), o íon  $H^+$  torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade elétrica. Caso semelhante ocorre também com o íon  $OH^-$  em águas muito alcalinas (pH maior que 9). Assim, em amostras cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas, os valores de condutividade elétrica são devidos, em grande parte, a elevadas concentrações de poucos íons em solução; dentre estes, os mais frequentes são  $H^+$  e  $OH^-$ .

### **Ferro**

Podem originar-se da dissolução de compostos do solo ou de despejos industriais; causam coloração avermelhada à água, no caso do ferro, ou marrom, no caso do manganês, manchando roupas e outros produtos industrializados; conferem sabor metálico à água; as águas ferruginosas favorecem o desenvolvimento das ferrobactérias, que causam maus odores e coloração à água e obstruem as canalizações.

Os sais ferrosos são bastante solúveis em água. São facilmente oxidados, formando os hidróxidos férricos, que tendem a flocular e a decantar.

Os valores citados pela portaria 36 do Ministério da Saúde, para água potável apresenta como VMP (valor máximo permitido) 0,3 mg de  $Fe.L^{-1}$ , as portarias 1469 e 518 mantêm os valores preconizados pela portaria 36.

Já nos mananciais, as águas de classe 3, são permitidos níveis de 5 mg de  $Fe.L^{-1}$ .

## **Nitrogênio**

O nitrogênio pode estar presente na água sob várias formas: molecular, amônia, nitrito, nitrato; é um elemento indispensável ao crescimento de algas, mas, em excesso, pode ocasionar um exagerado desenvolvimento desses organismos, fenômeno chamado de eutrofização; o nitrato, na água, pode causar a metemoglobinemia; a amônia é tóxica aos peixes; são causas do aumento do nitrogênio na água: esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, excrementos de animais.

O nitrogênio amoniacal pode estar nas formas de amônia e de amônio, em equilíbrio em uma solução aquosa. A amônia pode ser oxidada através das bactérias (nitrosomonas) a nitrito e, dando continuidade à oxidação as nitrobactérias, o transformam em nitrato (Glaglianome & Bastos, 1988).

Águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal caracterizam poluição por descarga de esgoto recente. Já os nitratos indicam poluição por descarga de esgoto recente. Já os nitratos indicam poluição remota, porque os nitratos são o produto final de oxidação do nitrogênio.

Na resolução 20 do CONAMA, para águas de classe 3 considera-se como VMP, os valores de  $10 \text{ mg de N.L}^{-1}$  para nitratos, e  $1,0 \text{ mg de N.L}^{-1}$  para nitritos.

## **Fósforo**

Encontra-se na água nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico; é essencial para o crescimento de algas, mas, em excesso, causa a eutrofização; suas principais fontes são: dissolução de compostos do solo; decomposição da matéria orgânica, esgotos domésticos e industriais; fertilizantes; detergentes; excrementos de animais.

A resolução 20 do CONAMA, preconiza níveis de  $0,025 \text{ mg de P.L}^{-1}$ , para águas de classe 3.

## **Oxigênio Dissolvido (OD)**

É indispensável aos organismos aeróbios; a água, em condições normais, contém oxigênio dissolvido, cujo teor de saturação depende da altitude e da temperatura; águas com baixos teores de oxigênio dissolvido indicam que receberam matéria orgânica; a decomposição da matéria orgânica por bactérias aeróbias é, geralmente, acompanhada pelo consumo e redução do oxigênio dissolvido da água; dependendo da capacidade de autodepuração do manancial, o teor de oxigênio dissolvido pode alcançar valores muito baixos, ou zero, extinguindo-se os organismos aquáticos aeróbios.

Em recursos hídricos a Resolução CONAMA 20, na classe 3, indica nível mínimo de 4 mg de OD.L<sup>-1</sup>.

As fontes de oxigênio para a água são o ar atmosférico e a fotossíntese dos organismos vegetais aquáticos. A entrada de oxigênio atmosférico na massa líquida se dá, principalmente, por meio de processos difusivos, embora o vento e a ação mecânica de agitação das águas também sejam formas naturais de oxigenação do meio. A atividade fotossintética de algas é, entretanto, a principal forma de entrada de disponibilização de oxigênio no meio líquido.

Embora exista grande disponibilidade de O<sub>2</sub> na atmosfera, a difusão de ar atmosférico no meio líquido não é um processo muito eficiente devido, principalmente, às dificuldades impostas pela tensão superficial existente na interface líquido-atmosfera (Castagnolli, 1997). Além desta barreira, outros fatores como a temperatura, a salinidade e a pressão atmosférica afetam a capacidade da água em reter o oxigênio gasoso.

A água pura tem 10 ml.L<sup>-1</sup> de oxigênio dissolvido; peixes sensíveis precisam de 5 a 6 ml.L<sup>-1</sup> de oxigênio para sobreviverem, enquanto que peixes mais resistentes, como o bagre, sobrevivem em 2 a 3 ml.L<sup>-1</sup> de oxigênio dissolvido na água.

### **Matéria Orgânica**

A matéria orgânica da água é necessária aos seres heterótrofos, na sua nutrição, e aos autótrofos, como fonte de sais nutrientes e gás carbônico; em grandes quantidades, no entanto, podem causar alguns problemas, como: cor, odor, turbidez, consumo do oxigênio dissolvido, pelos organismos decompositores.

O consumo de oxigênio é um dos problemas mais sérios do aumento do teor de matéria orgânica, pois provoca desequilíbrios ecológicos, podendo causar a extinção dos organismos aeróbios. Geralmente, são utilizados dois indicadores do teor de matéria orgânica na água: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

### **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

É a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica por ação de bactérias aeróbias. Representa, portanto, a quantidade de oxigênio que seria necessário fornecer às bactérias aeróbias, para consumirem a matéria orgânica presente em um líquido (água ou esgoto). A DBO é determinada em laboratório, observando-se o oxigênio consumido em amostras do líquido, durante 5 dias, à temperatura de 20 °C.

Portanto, a DBO é uma variável da qualidade da água que, de uma certa forma, quantifica a poluição orgânica pela depleção do oxigênio, que poderá conferir condição anaeróbica ao ecossistema aquático (Macedo, 2002).

Sabidamente, o conceito de DBO é originário da Grã-Bretanha: a “Royal Comission” escolheu cinco dias para a estimativa de DBO a 20 °C porque os rios britânicos possuem um tempo de escoamento até o mar inferior a cinco dias e a média da temperatura no verão é de 18,3 °C (Macedo, 2002; Macedo 2000).

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, os rios são classificados em classes diferentes, em função de características físico-químicas e microbiológicas, e um dos parâmetros diferenciais é a DBO. Segundo esta norma, rios classe I devem apresentar DBO menor que 3 mg.L<sup>-1</sup>, rios classe 2 devem apresentar DBO menor que 5 mg.L<sup>-1</sup> e rios classe 3 devem apresentar DBO menor que 10 mg.L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>.

Porém, estes valores não são facilmente determináveis, já que o menor valor possível de referência apresentado pelo método padrão (Standard Methods for examination of Water and Wastewater) é de 5 mg.L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>.

### **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

É a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica, através de um agente químico. A DQO também é determinada em laboratório, em prazo muito menor do que o teste da DBO. Para o mesmo líquido, a DQO é sempre maior que a DBO. A análise da DQO é útil para detectar a presença de substâncias resistentes à degradação biológica. O aumento da concentração da DQO num corpo de água se deve principalmente a despejos de origem industrial.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. QUALIDADE DO SOLO**

##### **3.1.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA**

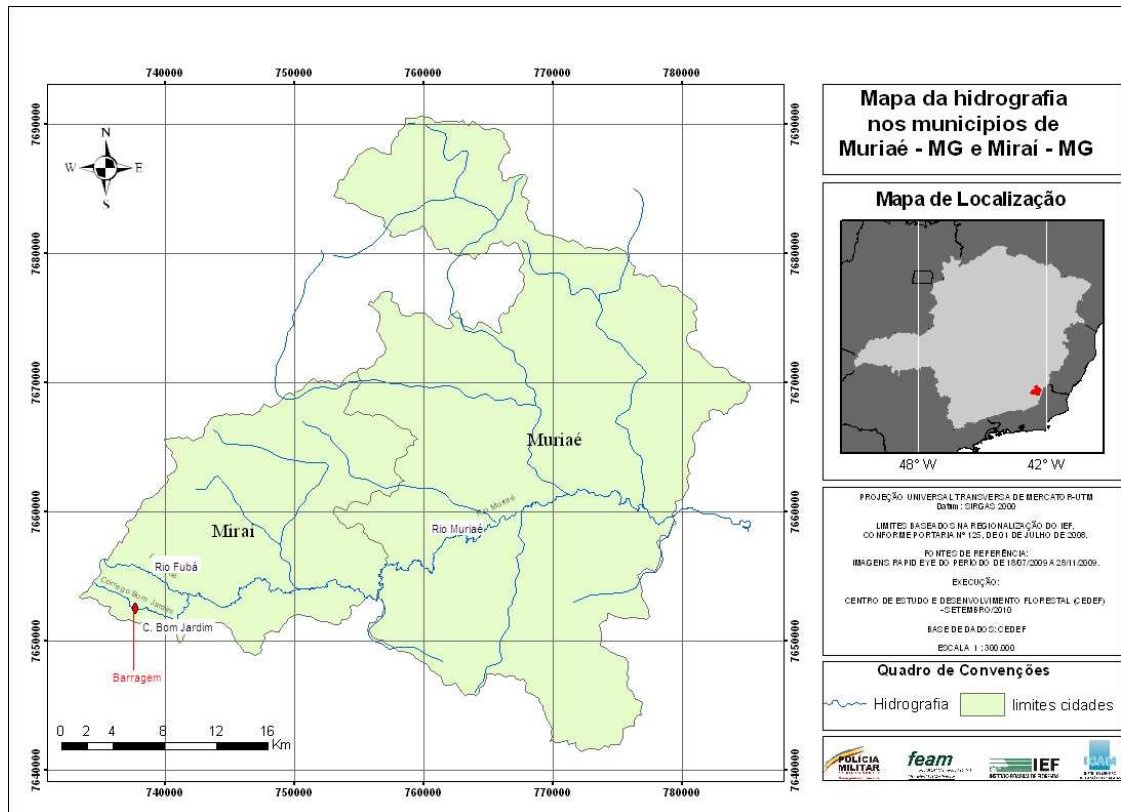
O rio Muriaé nasce na Serra das Perobas, em Mirai (MG), possuindo cerca de 295 Km de extensão, com área de bacia hidrográfica de 7.980 km<sup>2</sup> e largura média de 40,4 m. Tem como afluentes os rios Fubá, Preto, Glória, Gavião e Carangola e banha os Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, sendo oito municípios, Mirai (MG), Muriaé (MG), Patrocínio do Muriaé (MG), Laje do Muriaé (RJ), Itaperuna (RJ), Italva (RJ), Cardoso Moreira (RJ) e Campos dos Goytacazes (RJ).

Devido às dimensões supracitadas, o objeto deste diagnóstico refere-se à extensão das calhas principais dos rios Muriaé no trecho mineiro, a qual corresponde a 38,73 km no município de Muriaé e 19,97 km no município de Mirai (Rio Fubá e córrego Bom Jardim), perfazendo uma extensão total de 58,70 km (Figura 1). Este trecho foi avaliado de maneira a serem descritos os impactos do incidente sobre o solo. A averiguação do incidente enfatizou os locais mais afetados, bem como uma visualização global do trecho. Para tanto foram realizadas caminhamentos e, em alguns casos uso de veículos.

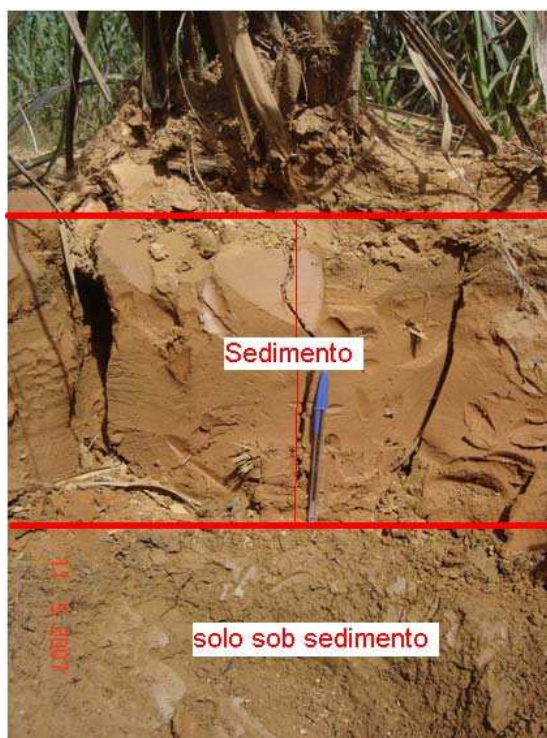
O estudo de solos foi realizado por meio de avaliações *in loco* das áreas afetadas. Para isto foram realizadas expedições técnicas com o intuito de percorrer toda a área abrangida, coletar amostras representativas de solos e sedimentos carregados e medição do volume de sedimentos depositados. Dessa maneira, foram amostrados os sedimentos resultantes do rompimento da barragem e solo sob sedimento, para distinguir esses sedimentos foi aberto

trincheiras com profundidade suficiente para separá-los (Figura 2) por diferença bem nítida da cor. Foram utilizados quatro pontos de coleta de solo, sendo cada um representativo de áreas distintas (Anexo I):

- Ponto 1 – área 2 (Anexo I);
- Ponto 2 – área 7 (Anexo I);
- Ponto 3 – área 19 (Anexo I); e
- Ponto 4 – área 33 (Anexo I).



**Figura 1** – Localização dos municípios (Muriaé e Mirai) e os rios afetados pelo rompimento da barragem (Corrego Bom Jardim, rio Fubá e rio Muriaé).



**Figura 2** – Os dois pontos no perfil onde foi amostrado o solo, sedimento (material depositado nos dias do rompimento da barragem) e solo sob sedimento (solo anterior a deposição ocorrido na época do rompimento da barragem).

O trabalho de campo abrangeu também entrevistas informais com agricultores usuários da área, onde foram obtidas informações sobre o histórico de uso (tipos de uso e manejo, tempo decorrido desde a implantação do uso atual, usos anteriores etc.). Estas informações foram utilizadas para contrastar tal histórico com as alterações atuais nas características dos solos.

Os dados obtidos foram sistematizados, estabelecendo-se comparações entre solos da camada superficial em condição original (Solo sob sedimento) e do sedimento depositado.

### **3.1.2. Determinação do volume de sedimentos depositados**

A estimativa do volume depositado foi realizada mediante o caminhamento de toda área afetada. A área de abrangência foi georreferenciada com auxílio de GPS de navegação e estimada utilizando software GPSTracker versão Profissional 3.7.

A profundidade média da área foi estimada utilizando trado holandês e as amostras de solos coletadas foram caracterizadas química e fisicamente, conforme metodologia descrita por Embrapa (1997). A partir dos dados da área e da profundidade foi calculado o volume de sedimentos depositados.

### **3.1.3. ANÁLISES FÍSICAS**

Foram determinado a granulometria e a classificação textural, por método de densímetro com uso de peneiramento para fração areia e de NaOH como dispersante (Embrapa, 1997).

### **3.1.4. ANÁLISES QUÍMICAS DE ROTINA E ANÁLISES COMPLEMENTARES**

As análises constaram de pH em água e solução de KCl;  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$  - extraídos por KCl e determinados por titulação;  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  e fósforo disponível - extraídos por Mehlich-1 sendo o último determinado por colorimetria; acidez extraível (H- Al) - extraída com acetato de cálcio a pH 7 e determinada por titulação; C orgânico - pelo método de Walkley-Black (Defelipo & Ribeiro, 1981).

### **3.1.5. ANÁLISE MINERALÓGICA**

Utilizou-se metodologia preconizada por EMBRAPA (1997). Inicialmente, separou-se a fração argila das demais frações. Em seguida, foram preparadas lâminas orientadas para difração de raios X. Para a fração areia foram confeccionadas lâminas a partir de guias vazadas, onde se fixou a amostra com o auxílio de cola plástica. Na fração silte, foram confeccionadas lâminas não orientadas. Utilizou-se um difratômetro Regaku Geigerflex D-Max com tubo de cobalto.

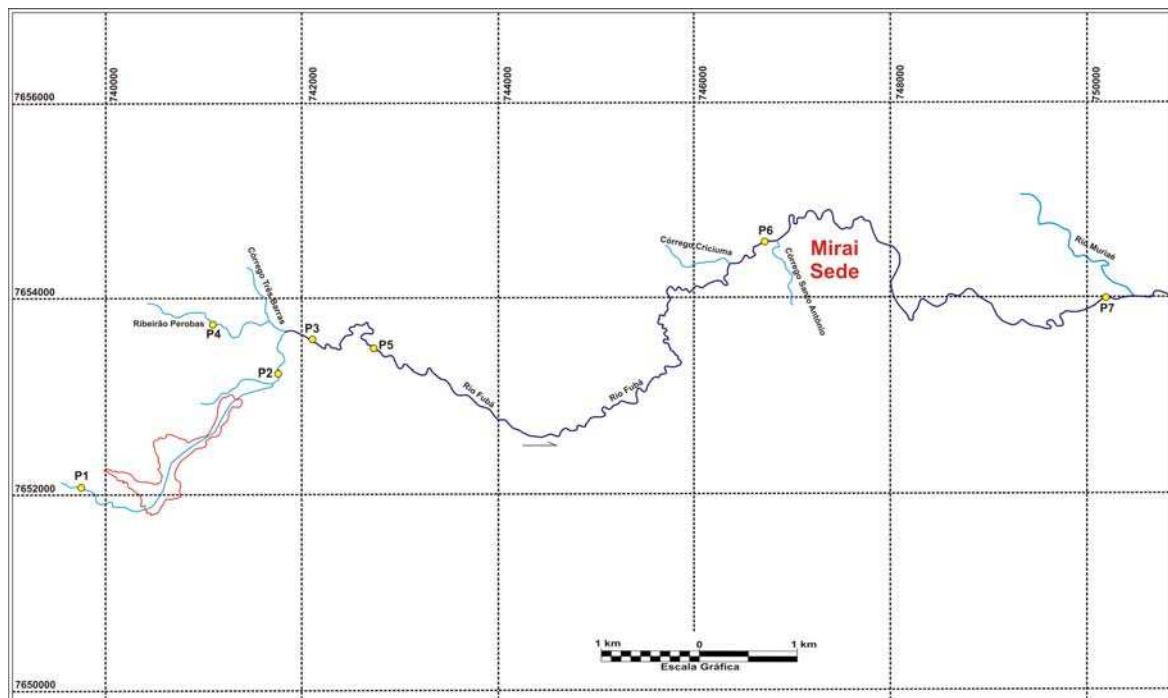
## **3.2. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS**

### **3.2.1. PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS**

As coletas ocorreram em dois períodos bem distintos, em um primeiro momento foi realizada uma coleta logo após o rompimento da barragem em poucos pontos onde foram analisados apenas turbidez, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica; e depois foi planejando a execução de um monitoramento em pontos mais estratégicos (Quadro 4 e Figura 3), com análise mais detalhada das águas(Quadro 5), nos curso d`água mais afetados córrego Bom jardim e Rio Fubá.

Quadro 4 – Relação de pontos de controle para o monitoramento de qualidade das águas superficiais na área diretamente afetada, sendo os pontos P1, P4 e P6 testemunhas e os pontos P2, P3, P5 e P7 onde foi diretamente afetada pelo rompimento da barragem

Pontos de Monitoramento	Coordenadas planas (UTM)	Curso d'água	
P1	À montante do reservatório da Barragem São Francisco. Fazenda da Sra. Rosinha. Ponto testemunha.	739.963 m E 7.651.980 m N	Córrego Bom Jardim
P2	Imediatamente à jusante do local onde se situava o eixo da barragem.	741.477 m E 7.652.479 m N	Córrego Bom Jardim
P3	Junto à ponte imediatamente à jusante do antigo “Dique do Secretário”.	741.682 m E 7.653.146 m N	Córrego Bom Jardim
P4	Ribeirão Perobas, à montante da confluência com o Rio Fubá. Ponto testemunha.	741.376 m E 7.653.682 m N	Ribeirão Perobas
P5	Trecho inicial do Rio Fubá.	743.153 m E 7.653.247 m N	Rio Fubá
P6	Córrego Santo Antonio à montante da cidade de Mirai. Ponto testemunha.	746.852 m E 7.654.579 m N	Córrego Santo Antônio
P7	Rio Fubá à jusante da cidade de Mirai	750.293 m E 7.653.993 m N	Rio Fubá



**Figura 3** – Pontos de controle para o monitoramento de qualidade das águas superficiais, sendo os pontos P1, P4 e P6 testemunhas e os pontos P2, P3, P5 e P7 onde foi diretamente afetada pelo rompimento da barragem.

Quadro 5 – Análises realizadas para monitoramento da qualidade das águas

Parâmetros	Método	VMP <sup>1</sup>	UNIDADE
Alumínio dissolvido	SM 3500 Al	0,1	mg L <sup>-1</sup>
Condutividade Elétrica	SM 2510	100	µS cm <sup>-1</sup>
DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio	SM 5210	Até 3	mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
DQO – Demanda Química de Oxigênio	HACH	-	mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
Ferro dissolvido	SM 3500 Fe	0,3	mg L <sup>-1</sup>
Oxigênio dissolvido	SM 4500 O	Maior 6	mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
pH	SM 4500 H <sup>+</sup>	6 a 9	-
Sólidos Dissolvidos	SM 2540 C	500	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos Sedimentáveis	NBR 10561		mg L <sup>-1</sup>
Sólidos Suspensos	SM 2540 D		mg L <sup>-1</sup>
Turbidez	HACH 2100 P	Até 40	NTU

<sup>1</sup> – Valor máximo permitido CONAMA 357/05 – Águas de classe 2.

### Descrição dos pontos amostrados

O córrego Bom Jardim é representado pelo ponto P1 característico de um trecho estreito, de baixa profundidade, levemente encachoeirado e com leito parcialmente sombreado por uma vegetação marginal com certo grau de preservação. O substrato rochoso apresenta, na estação da seca, grandes blocos de rochas expostos, presença de troncos e folhiço nas regiões marginais proporcionando ao sistema boa complexidade ambiental. Este ponto está à montante da barragem (Figura 3), sendo assim, não foi afetado pelo rompimento da barragem ficando como ponto testemunha.

Os dois pontos P2 e P3 localizados em trechos mais à jusante do córrego Bom Jardim apresentaram-se bastante alterados, com leito reduzido, vegetação marginal ausente e sinais evidentes de erosão. Estes pontos estão à jusante da barragem (Figura 3).

O ribeirão Perobas P4 é um sistema característico de primeiras ordens na classificação das bacias hidrográficas, com declividade acentuada, baixa profundidade, estreito, com leito rochoso e alta velocidade de fluxo. A vegetação marginal é de pastagem com presença de macrófitas. Representa um sistema com boa integridade de estrutura de habitats, o que favorece a colonização das comunidades bentônicas e perifíticas, mas desfavorece o desenvolvimento do plâncton. Este ponto está a montante da confluência com rio Fubá, logo não foi impactado pelo rompimento da barragem (Figura 3) sendo ponto testemunha.

Os pontos do rio Fubá (P5 e P7) amostrados são representativos de sistemas mais largos com maior profundidade, onde a vegetação marginal se apresenta bastante alterada com dominância de gramíneas e dossel totalmente aberto. O segundo trecho, a jusante da confluência com o córrego Santo Antônio, é mais remansado. A maior profundidade e menor velocidade de correnteza podem ser fatores que favorecem o desenvolvimento do plâncton em sistemas fluviais.

O ponto P6 também testemunha, é representativo do córrego Santo Antônio a montante do município Mirai, é afluente do rio Fubá, apresenta profundidade baixa e largura estreita, com águas escuras características de sistemas com elevada contribuição de ácidos húmicos das regiões adjacentes. É um ponto característico de ambiente mais remansado, com baixo fluxo de água.

### **Coleta e análises**

Os trabalhos de amostragens e análises foram de acordo com as normas e métodos estabelecidos pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”, em sua 21ª Edição, 2005. Baseando-se na NBR 9898, que dispõe sobre a preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

Com relação às variáveis físicas e químicas da água os frascos de coleta foram preservados e etiquetados em laboratório. As etiquetas dos frascos indicaram a característica a ser analisado, o modo e o tipo de preservação empregado.

Para determinação das características físicas e químicas, as coletas foram feitas diretamente no corpo hídrico, com auxílio de um balde e caneco de inox. As medidas de temperatura foram realizadas em campo. Após tais procedimentos, as amostras foram enviadas, imediatamente, para o laboratório.

Cabe ressaltar, que todo o equipamento utilizado nas amostragens foram lavados minuciosamente (em água corrente). Estas medidas se fizeram necessárias, haja vista a possibilidade de contaminação.

Todas as amostras foram imediatamente acondicionadas em caixas de isopor, contendo gelo, suficiente para refrigerá-las a cerca de 4°C e enviadas para o laboratório.

### **3.2.2. ANÁLISE HIDROBIOLÓGICA**

A seleção da rede de amostragem das variáveis hidrobiológicas e do período a ser coletado, assim como método de tratamento dos dados, foi direcionada para fornecer

informações qualitativas e quantitativas das comunidades hidrobiológicas nos sistemas hídricos avaliados.

### **Época da coleta**

O monitoramento contemplou dados levantados em quatro campanhas de amostragem durante um ano de coleta. As épocas refletiram as condições dos sistemas hídricos nos principais períodos do ciclo hidrológico do ano de 2008, como descrito:

1ª campanha: março de 2008 – representativa do final do período das chuvas intensas do início do ano;

2ª campanha: junho de 2008 – representativa do período de estiagem;

3ª campanha: outubro de 2008 – representativa do início das chuvas;

4ª campanha: novembro de 2008 – representativa do período das chuvas intensas do fim do ano.

### **Rede de amostragem**

A rede de amostragem foi formada por 7 pontos de coleta, coincidentes aos pontos avaliados em relação às variáveis físicas e químicas, e foi delimitada com intuito de avaliar os principais fatores de influência para a colonização das comunidades tendo como foco a Barragem São Francisco e a Bacia Hidrográfica.

### **Métodos de coleta e análise**

Foram amostradas as comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e zoobentônica (Quadro 6).

Quadro 6 – Comunidades hidrobiológicas referente ao monitoramento de 2007

<b>Variáveis</b>	<b>Unidade</b>
Fitoplâncton	Organismos mL <sup>-1</sup>
Zooplâncton	Organismos L <sup>-1</sup>
Zoobênton	Organismos m <sup>-2</sup>

Os procedimentos de coleta e análise seguiram os métodos recomendados por APHA 10200 e 10200B – Standart Methods For the Examination of Water and Wastewater 20 th Edition – 2005.

As amostragens para as análises qualitativas de fitoplâncton e de zooplâncton foram realizadas filtrando-se 100L da água na rede de plâncton de 20 µm de interstício. O

material filtrado foi estocado em dois frascos de polietileno e mantido refrigerado para a análise do material vivo em laboratório.

A amostragem quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi realizada coletando-se 5 L de água da camada subsuperficial dos corpos d'água e a amostragem da comunidade zooplanctônica foi realizada filtrando-se 100L da água na rede de plâncton (20 µm de interstício). As amostras foram fixadas com formol 10%.

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada em microscópio óptico Zeiss com aumento de 800x utilizando bibliografia especializada (Lobo et al.,2002; Bicudo e Menezes, 2006) . Para análise quantitativa, as amostras foram concentradas e homogeneizadas, sendo retirada uma subamostra de 1 mL para montagem da câmara Sedgewick-Rafter. A contagem foi realizada sob microscopia óptica segundo método descrito em APHA.

A identificação taxonômica dos organismos zooplanctônicos foi feita a nível genérico/específico, sempre que possível, utilizando bibliografia: Lee (1984), e Sergers (1995), Hardoim (1997) e Loureiro (1997).

Para a comunidade zoobentônica, uma vez que os pontos apresentaram predominantemente substrato arenoso/argiloso, a macrofauna foi amostrada utilizando-se peneiras redondas, com área igual a 0,027 m<sup>2</sup> e abertura de malha de 0,05 mm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e foram fixadas com formol a 10% de concentração.

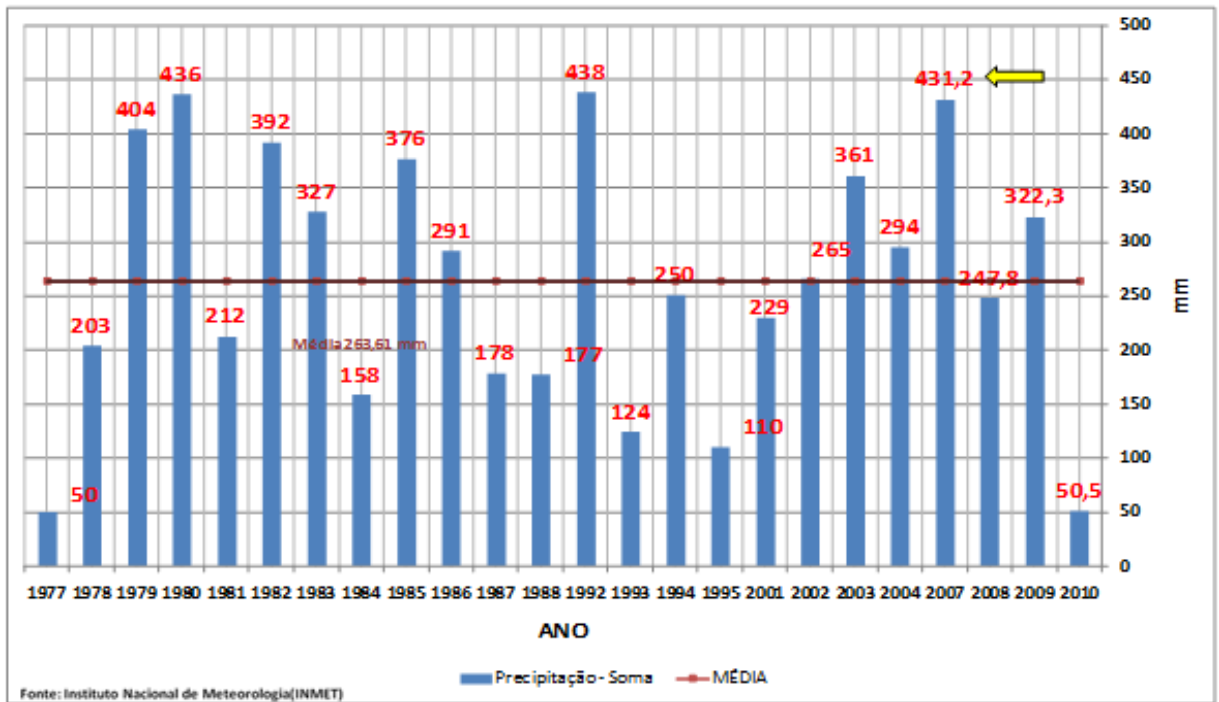
Posteriormente, as amostras foram lavadas em peneiras, triadas e submetidas à análise laboratorial sob estereomicroscópio para identificação taxonômica dos organismos. Todos os espécimes encontrados durante a triagem das amostras foram acondicionados em vidros de 10 e 20 mL com álcool 70°, para posterior análise qualitativa e quantitativa. A análise constou da identificação taxonômica dos organismos com o auxílio de chaves, comparações de pranchas ilustrativas e de técnicas usuais de estereomicroscopia óptica (Strixino & Strixino, 1995).

Os dados das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram expressos por meio da variabilidade hidrobiológica. Para o tratamento dos dados foram analisadas a composição, a estrutura e as variações espaciais e temporais das comunidades.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. LEVANTAMENTOS DOS IMPACTOS NOS PRIMEIROS DIAS APÓS O ROMPIMENTO**

O rompimento da barragem se deu principalmente devido às fortes chuvas ocorridas no mês de janeiro de 2007 (Figura 4). Deve-se salientar que foi relatado por moradores a montante da barragem que caiu uma “tromba d`água” na noite do dia 9 de janeiro, conciliado com as fortes chuvas que já estava ocorrendo deste dezembro 2006. Em decorrência a barragem não suportou verter o excesso de água que passou sobre a crista acarretando o rompimento. O escoamento do sedimento contido deu-se de forma total e imediata a partir do rompimento da barragem Bom Jardim (Figuras 5 e 6).



**Figura 4** – Média histórica das precipitações pluviométricas ocorridas em janeiro nos últimos 24 anos.



**Figura 5** – Barragem São Francisco no córrego Bom Jardim antes do incidente.



**Figura 6** – Barragem São Francisco no córrego Bom Jardim após o incidente.

## **Alteração da vegetação nativa**

Os danos à flora nativa ocorreram principalmente na Mata Ciliar. Na Figura 7 pode ser observado fragmentos de mata ciliar inundados, com elevado índice de turbidez, o que ocasionou deposição de material sólido sob tais fragmentos, alterando as características físicas (impedimento ao crescimento de raízes, baixa difusão de oxigênio e nutrientes e baixa permeabilidade à água) e químicas (baixa disponibilidade de nutrientes e baixa capacidade de troca de cátions) da camada superficial do solo, soterrando o banco de sementes, serapilheira e plântulas. Assim a recuperação natural da área fica prejudicada, necessitando de interferência humana.

Os municípios de Muriaé, Mirai e Patrocínio do Muriaé possuem uma área de mata ciliar correspondendo entre 1 a 2% (Quadro 7) da cobertura total de florestas presentes. A partir do levantamento de áreas preservadas de mata ciliar, pode-se verificar que há pouco, ou quase nada preservado, representando a realidade da região, que apresenta apenas pequenos fragmentos de matas preservadas, não atingindo 7% do que se tinha originalmente (Inventário Florestal de Minas Gerais, 2008). Por isso estas florestas que pertencem ao Bioma Mata Atlântica são protegidas por Lei (Lei Florestal nº 11428, 22/12/2006 – Dispõe sobre a utilização e proteção do Bioma Mata Atlântica) devido a sua quase extinção.



**Figura 7** – Fragmento de mata ciliar inundado

**Quadro 7 – Cobertura de mata ciliar em diferentes municípios**

<b>Municípios</b>	<b>Hectares</b>
Muriaé	8
Mirai	4
Patrocínio do Muriaé	2
<b>Total</b>	<b>14</b>

Fonte: Secretária Municipal de Agricultura de Muriaé, Mirai e Patrocínio do Muriaé.

As áreas de mata ciliar estão a margem de curso d`água, sendo assim são áreas classificadas como Áreas de Preservação Permanente, protegidos nos termos dos artigos: Lei Federal 4771 de 15 de setembro de 1965 e Lei Estadual 14309 de 19 de junho de 2002, coberta ou não por vegetação nativa. Este fato é o que deu embasamento legal para autuação e embargamento das atividades de mineração na unidade São Francisco, uma vez que o rompimento da barragem proporcionou a intervenção em áreas protegidas por Lei.

### **Alteração na fauna aquática**

Foram encontrados vários exemplares mortos da ictiofauna, distribuídos ao longo do curso vistoriado (Quadro 8). Vale salientar que o rompimento ocorreu no período da piracema, o que aumenta ainda mais o impacto sobre a ictiofauna.

**Quadro 8 – Espécies da ictiofauna encontrados mortos**

<b>Nome Científico</b>	<b>Nome Vulgar</b>
<b><i>Characidae</i></b>	
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Lambari do rabo amarelo
<i>Astyanax</i> sp.	Lambaris
<b><i>Eythriniidae</i></b>	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra
<b><i>Anostomidae</i></b>	
<i>Leporinus</i> sp.	Piau
<b><i>Pimelodidae</i></b>	
<i>Pimelodella</i> sp.	Mandi
<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre
<i>Pimelodus</i> sp.	Mandi-açu
<b><i>Cichlidae</i></b>	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia
<b><i>Loricariidae</i></b>	
<i>Hypostomus affinis</i>	Cascudo

A asfixia foi a principal causa da mortandade dos peixes. Quando a quantidade de partículas é muito grande, como foi o caso em questão, podem ocorrer, em curto prazo, danos ao sistema respiratório dos peixes e em médio prazo prejudicar a cadeia trófica (Alves et al., 2007) (Figura 8 e 9).



**Figura 8** – Obstrução do sistema respiratório ocasionado pela deposição acentuada de material argiloso em suspensão (lama), ocasionando interrupção da oxigenação branquial em Mandi-açu (*Pimelodus* sp.).



**Figura 9** – Oclusão dos arcos branquiais, ocasionado por elevada concentração de sólidos na água, impedindo a respiração dos peixes, observado em Cascudo (*Hypostomus affinis*)

A alta turbidez determinada nos primeiros dias após o rompimento da barragem (Figura 10) pode levar a redução da fotossíntese, ocasionando uma queda da taxa primária do ecossistema, afetando toda a cadeia alimentar, inclusive com alterações nos padrões de

produção e consumo de gases como oxigênio e gás carbônico, entre outros. Influencia negativamente, assim, as comunidades biológicas aquáticas (**fito e zooplanctônica**), reduzindo no médio prazo a produtividade de peixes (Esteves, 1998).



**Figura 10** – Diferença entre a turbidez da água do rio Muriaé (parte inferior, 14600 UNT) e o rio Preto (parte superior, 30 UNT) fora da área de influência.

### **Áreas de cultivo agrícola**

As áreas sob pastagem foram afetadas diretamente, sendo observado arranquio e soterramento de gramíneas e outras culturas (Figuras 11, 12, 13 e 14). No quadro 10 encontra-se estimativa da área afetada por município. Já no quadro 11 e anexo I pode ser observado o volume de sedimentos depositados de 1.610.414 (um milhão seiscentos e dez mil e quatrocentos e quatorze hectares), o que representa 80,5% do total de sedimento que se tinha na barragem (2.000.000 – dois milhões), é evidente que não se pode afirmar que o todo sedimento é proveniente da barragem uma vez que existem processos de erosão em toda bacia.



**Figura 11** – Fotografia aérea de área de pastagem inundada.



**Figura 12** – Fotografia aérea de área cultivada com milho inundada.



**Figura 13** – Fotografia aérea com cultura da bananeira inundada.



**Figura 14** – Fotografia aérea de área cultivada com sorgo inundado.

Quadro 9 – Estimativa das áreas agrícolas afetadas por município

<b>Atividade agrícola</b>	<b>Área (ha)</b>
<b>Pastagem</b>	
Muriaé	278
Mirai	44
Patrocínio do Muriaé	35
<b>Sub Total</b>	<b>357</b>
<b>Culturas Agrícolas</b>	
Muriaé	29
Mirai	9
Patrocínio do Muriaé	7
<b>Sub Total</b>	<b>45</b>
<b>TOTAL</b>	<b>402</b>

Fonte: Secretária Municipal de Agricultura de Muriaé, Mirai e Patrocínio do Muriaé.

Quadro 10 – Volume de sedimentos depositados por área (A1 até A33) e volume geral

Numeração das áreas	Área	Profundidade	Volume
	-----ha-----	-----cm-----	-----m <sup>3</sup> -----
A1*	5,34	48	25.632
A2*	4,30	50	21.500
A3*	12,5	90	112.500
A4	4,9	35	17.150
A5	0,5	18	900
A6	3,0	25	7.500
A7*	17,1	80	136.800
A8	5,56	24	13.344
A9	2,90	15	4.350
A10	5,10	18	9.180
A11	0,73	14	1.022
A12*	43,32	60	259.920
A13*	37,97	55	208.835
A14	0,10	10	100
A15	0,60	12	720
A16	0,47	05	235
A17	5,05	25	12.625
A18*	34,0	50	170.000
A19	39,52	25	98.800
A20	22,00	15	33.000
A21	25,70	28	71.960
A22	11,02	22	24.244
A23	9,00	20	18.000
A24	9,11	15	13.665
A25	11,68	35	40.880
A26	13,00	5	6.500
A27	19,11	23	43.953
A28	7,15	18	12.870
A29	4,57	30	13.710
A30	39,71	20	79.420
A31	20,25	32	64.800
A32	11,95	35	41.825
A33	12,02	37	44.474
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>439,23</b>		<b>1.610.414</b>

\*Áreas afetadas pela deposição de sedimentos, porém não recuperadas até janeiro de 2010.

O trabalho para estimativa do volume permitiu diferenciar profundidades dos sedimentos, o que possibilitou traçar técnicas de preparo do solo diferenciado. Três anos após o rompimento da barragem, pode-se observar e por meio de conversa com os proprietários das áreas atingidas que os locais com profundidade superior a 40 cm não foi possível efetuar o revolvimento do solo e a incorporação do sedimento ao solo antigo. Nestes locais, não foi possível implantar nenhuma cultura e o que se tem na área é pasto

muito mal formado, estas áreas representam 35% das áreas afetadas e que até o monitoramento realizado em janeiro de 2010 ainda não havia se recuperado. No caso de capineiras( *Pennisetum pupureum*) mesmo adubadas só se consegue um corte, tendo a necessidade de replantio. Já os locais com profundidades inferiores (representam 65% das áreas afetadas pelo rompimento) em que foi possível o preparo do solo convencional com incorporação do sedimento ao solo e adubações a atividade agrícola segue normalmente.

#### **4.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS SEDIMENTOS E DOS SOLOS SOB SEDIMENTOS**

O pH do solo é um bom indicativo da maior ou menor disponibilidade de nutrientes para as plantas e a possível toxidez por alumínio, sendo valores entre 5,5 e 6,0 ideais para a grande maioria das plantas (Souza et al., 2007). Pode-se verificar que os solos das áreas amostradas, e também dos sedimentos, apresentam pH próximo aos valores agronomicamente recomendados (Quadro 11), porém os valores do pH dos sedimentos em todos os pontos são superiores os do solos sob sedimentos. Estes resultados demonstram que os solos locais apresentam pH próximo da neutralidade e que o tratamento do efluente na lagoa visando à floculação de sólidos pela aplicação de sulfato de alumínio com posterior correção com cal pode ter contribuído para elevação do pH do material sedimentado a valores próximos daqueles agronomicamente pretendidos. Outra possibilidade é o fato de que os solos sob sedimento conterem teores relativamente maiores de matéria orgânica (Quadro 12) o que pode proporcionar uma ligeira acidificação devido a ionização do H de grupos fenólicos, carboxílicos e, principalmente, de alcoóis terciários da matéria orgânica (McBride, 1994). Em outras palavras, o complexo orgânico funciona como ácido mais forte. Isto significa que solos que possuem mais matéria orgânica podem desenvolver pH mais baixo que os solos mais minerais (Brady, 1989), considerando que ambos tenham valores de saturação de bases próximos. Estes valores de pH refletem-se na atividade nula ou muito pequena de alumínio na solução do solo, que foi confirmado pela determinação do Alumínio trocável (Quadro 11). Desta maneira a correção do solo nas áreas atingidas deverá ser feita mais com o intuito de fornecimento de cálcio e magnésio que para correção do alumínio trocável ou elevação do pH.

Os teores de fósforo para as amostras coletadas, de maneira geral, são considerados muito baixos (inferiores a 4 mg dm<sup>-3</sup>) (CFSEMG, 1999). Deve-se lembrar que o material aportado em razão do incidente é de mesma origem do material de formação do solo e

estes são pobres em P. Assim, a adição de fertilizante rico em P é condição necessária para restabelecimento da produtividade das áreas atingidas. O uso, por exemplo, de silicatos favorecerá a liberação de P para a solução do solo, pois o silicato compete com o fosfato pelos mesmos sítios de troca no solo, aumentando a liberação do último.

Quadro 11. Teores de pH, P, K, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup> e Al<sup>+3</sup> em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido em 10 de janeiro de 2007 na MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES Ltda

Amostra	Identificação	pH	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>
		Água	-----mg dm <sup>-3</sup> -----		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----		
P 1	Sedimentos	5,31	1,9	69	0,85	0,40	0,00
	Solo sob Sedimentos	4,86	2,4	57	1,08	0,40	0,10
P 2	Sedimentos	5,47	2,7	109	0,97	0,46	0,00
	Solo sob Sedimentos	5,25	2,6	75	0,54	0,19	0,19
P 3	Sedimentos	5,63	2,7	60	0,62	0,31	0,00
	Solo sob Sedimentos	5,13	4,1	43	0,70	0,29	0,05
P 4	Sedimentos	5,60	2,6	40	0,65	0,31	0,00
	Solo sob Sedimentos	4,88	1,9	26	0,88	0,42	0,29

Quanto ao potássio, os teores são classificados como médio (41 – 70 mg dm<sup>-3</sup>) quanto a fertilidade (CFSEMG, 1999) com exceção do ponto 4 em que foram classificadas como baixo (16 – 40 mg dm<sup>-3</sup>) tanto para a amostra de sedimento quanto para o solo sob sedimento. Na área minerada observou-se a presença de Feldspato-potássio e muscovita na profundidade onde se encontra a bauxita, podendo-se atribuir ao material de origem os valores de potássio no sedimento.

Os teores de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> estão em níveis baixo quanto à fertilidade (CFSEMG, 1999) tanto nas amostras de sedimento quanto do solo sob sedimento (Quadro 11) não tendo diferença expressiva entre as amostras de um mesmo ponto. Recomenda-se uma correção da deficiência destes elementos nas áreas analisadas com calcário, garantindo um bom e vigoroso desenvolvimento vegetal.

Os resultados apresentados no Quadro 11 indicam que após as correções e adubações, aliadas à incorporação destes materiais e de matéria orgânica ao solo, a recomposição paisagística tanto natural quanto a induzida pelo homem será favorecida. Pode-se observar que, em termos químicos, haverá um substancial enriquecimento do ambiente e as plantas tenderão a responder mais rapidamente no sentido de revegetação.

Com o passar do tempo, haverá a formação de material orgânico autóctone que acelerará a formação e desenvolvimento de estrutura física do solo. Os resultados indicam que o material depositado apresenta condições de fertilidade semelhante e, para alguns elementos, melhor que as próprias condições anteriores.

Os teores de matéria orgânica são baixos e variaram de 1,04 a 1,7 dag kg<sup>-1</sup> em todas as amostras dos sedimentos para todos os pontos. Com relação ao solo sob sedimento os teores de MO variaram de médio a alto (Quadro 12). O baixo teor de MO nos sedimentos constitui o principal dano provocado pelo acúmulo de sedimento nas várzeas, sobre o solo natural, uma vez que um dos principais processos físicos para o solo (agregação) depende da MO (Santos & Camargo, 2000). A partir do efeito sobre a agregação do solo, indiretamente são afetados outros atributos físicos do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo. Após a aproximação das partículas minerais, a MO apresenta importância fundamental como um dos fatores determinantes da estabilização dos agregados. Dados de Campos et al. (1995) demonstram a relação entre o diâmetro médio geométrico dos agregados e os teores de carbono orgânico em um Latossolo Vermelho escuro. Resultados semelhantes têm sido encontrados por outros autores (Roth et al., 1991; Angers, 1992; Borges et al., 1997; Silva & Mielniczuk, 1997) que observaram a importância da MO na estabilidade dos agregados.

Quanto à acidez potencial (H+Al) todos estão em níveis baixos (quanto à fertilidade (CFSEMG, 1999), mas vale salientar que o solo apresentou valores mais altos que o sedimento acompanhando os valores de Matéria Orgânica (P2 > P1 > P4 > P3) indicando que pode haver uma correlação positiva entre MO e H+Al.

Quadro 12. Valores de H+Al, SB, CTC (t), CTC (T), V, P-rem e MO em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido em 10 de janeiro de 2007 na MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES Ltda

Amostras	Identificação	H + Al	SB	(t)	(T)	V	P - rem	MO
		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				--%--	mg L <sup>-1</sup>	dag kg <sup>-1</sup>
P 1	Sedimento	0,8	1,43	1,43	2,23	64,1	5,9	1,04
	Solo sob Sedimento	2,1	1,63	1,73	3,73	43,7	14,1	3,91
P 2	Sedimento	1,0	1,71	1,71	2,71	63,1	7,4	1,70
	Solo sob Sedimento	2,6	0,92	1,11	3,02	30,5	10,9	4,43
P3	Sedimento	0,8	1,08	1,08	1,88	57,4	6,0	1,30
	Solo sob Sedimento	0,8	1,10	1,15	1,90	57,9	11,8	2,22
P 4	Sedimento	1,0	1,06	1,06	2,06	51,5	6,1	1,43
	Solo sob Sedimento	1,8	1,37	1,37	3,47	39,5	16,9	3,26

Obs.: SB – soma de bases; CTC (t) – Capacidade de troca catiônica efetiva; CTC (T) – capacidade de troca catiônica a pH 7; V – Índice d saturação de bases; P-rem- fósforo remanescente; MO (matéria orgânica) – C.Org x 1,724 Walkley Black.

As características apresentadas no Quadro 12 indicam que as amostras de solo e de sedimento apresentam baixa fertilidade, necessitando ser melhorado, o que será obtido com a correção do solo utilizando a aplicação de fertilizante e uma fonte de material orgânico, com posterior incorporação. Estas operações garantirão um ambiente produtivo agronomicamente.

Os elementos relacionados no Quadro 13 são micronutrientes, sendo que, dependendo da concentração que estiverem, podem ser limitantes ao desenvolvimento satisfatório de plantas ou se tornarem tóxicos. Verifica-se que os teores dos elementos analisados estão acima do nível crítico (CFSEMG, 1999). Pode-se considerar, por outro lado, que, para uma revegetação eficiente destas áreas, os elementos Zn e Cu deverão ser fornecidos visto que os materiais apresentaram teores muito próximos ao limite para valores críticos.

Quadro 13. Teores disponíveis de Zn, Fe, Mn e Cu em amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido em 10 de janeiro de 2007 na MINERAÇÃO RIO POMBA CATAGUASES Ltda

Amostras	Identificação	Zn	Fe	Mn	Cu
		-----mg dm <sup>-3</sup> -----			
P 1	Sedimento	1,50	141,4	72,6	1,18
	Solo sob sedimento	4,76	428,4	92,2	3,69
P 2	Sedimento	3,22	436,4	176,6	3,23
	Solo sob sedimento	3,10	801,8	340,6	5,59
P3	Sedimento	2,07	398,0	17,8	1,73
	Solo sob sedimento	3,35	445,0	98,5	3,79
P 4	Sedimento	1,83	179,8	75,2	1,63
	Solo sob sedimento	2,97	362,2	72,2	3,42

Os resultados da análise física (Quadro 14) possibilitaram concluir que, em termos de granulometria, os solos pré-existentes e os sedimentos depositados no acidente apresentam a mesma classificação granulométrica e também a mesma composição mineralógica (Figura 15 e 16). Pode se verificar na figura 15 e 16 que tanto o sedimento coletado dentro da barragem (Figura 15) quanto o sedimento depositado nas várzeas (Figura 16 gráficos A) e o solo sob sedimento (Figura 16 gráficos B) predominam caulinita (Ct) e gibbsita (Gb) nas frações silte e argila. A presença de gibbsita enfatiza um paleoambiente de intensa intemperização, do qual os sedimentos contribuíram para o material de origem dos solos atuais. A gibbsita esta associada à ambientes nos quais há uma intensa retirada de bases e sílica (Resende, et al. 2005).

Deve-se ressaltar que as amostras foram tomadas em posições na paisagem que são de acúmulo natural de sedimentos, cujos solos são chamados aluvionares (Neossolos Flúvicos) em razão dos contínuos depósitos de sedimentos trazidos pelo processo erosivo. São solos que naturalmente apresentam grande variabilidade dos atributos físicos, já que o tamanho do sedimento depositado é função da energia do regime hídrico quando de sua retirada e deposição, que varia de ano para ano e também ao longo do tempo.

Quadro 14 - Análise granulométrica e classificação textural de amostras de sedimentos e de solos na área de influência do incidente ocorrido na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda

Amostra	Identificação	Argila	Silte	Areia Grossa	Areia Fina	Classe Textural
		-----dag.kg <sup>-1</sup> -----				
P 1	Sedimento	55	40	01	04	Argila-Siltosa
	Solo sob sedimento	58	41	00	01	Argila-Siltosa
P 2	Sedimento	59	33	04	04	Argila
	Solo sob sedimento	45	50	00	05	Argila-Siltosa
P 3	Sedimento	49	37	12	02	Argila
	Solo sob sedimento	45	47	07	01	Argila-Siltosa
P 4	Sedimento	60	34	03	03	Argila
	Solo sob sedimento	46	51	00	03	Argila-Siltosa

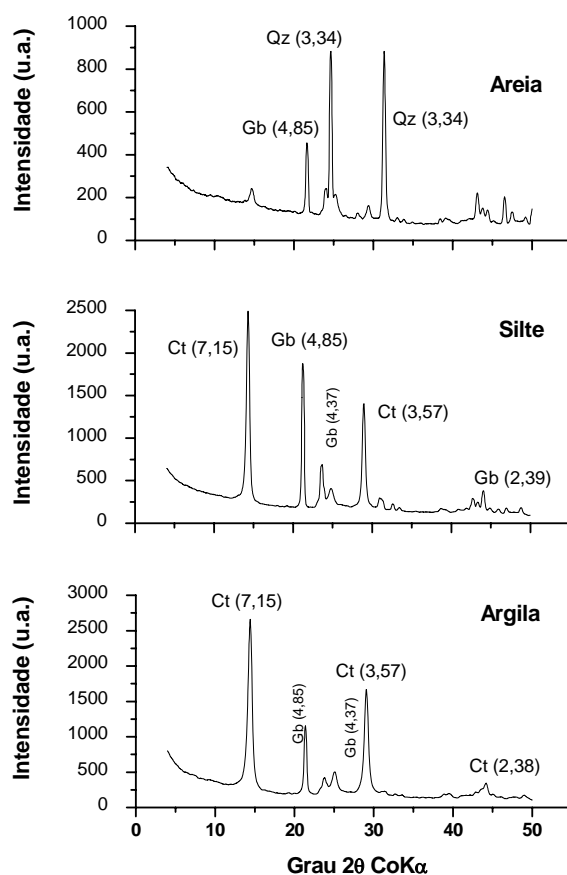
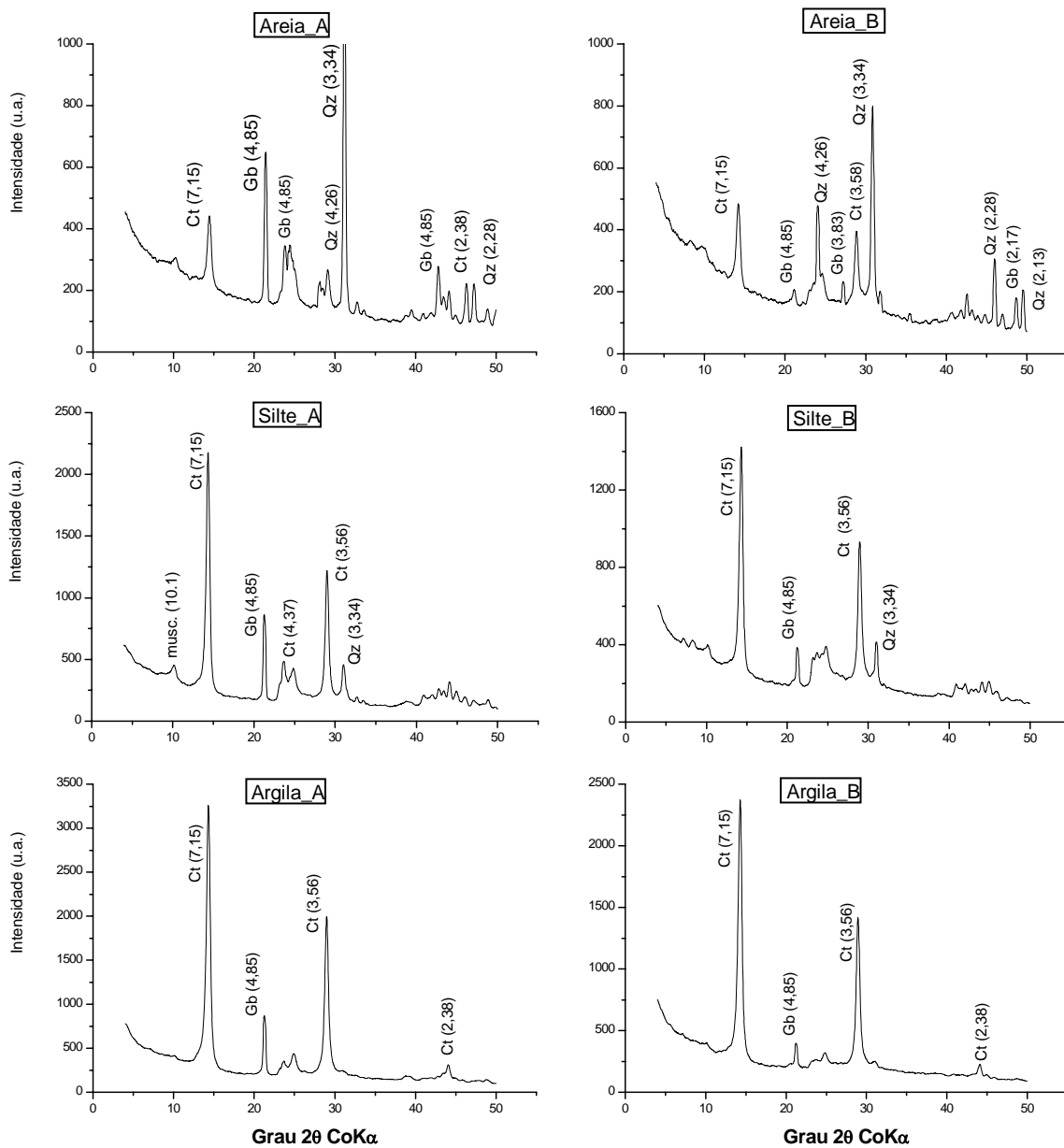


Figura 15 – Resultado da análise mineralógica de sedimentos coletados dentro da barragem nas frações areia, silte e argila.



**Figura 16** – Resultado da análise mineralógica de amostras coletadas nas várzeas afetadas, sendo A o sedimento e B o solo sob sedimento nas frações areia, silte e argila.

### 4.3. QUALIDADE DA ÁGUA

#### 4.3.1. AVALIAÇÃO REALIZADA EM MAIO DE 2007

A determinação do oxigênio dissolvido (OD) fornece informações sobre as reações bioquímicas e biológicas que ocorreram na água, além de indícios sobre a capacidade da água em promover sua autodepuração. A concentração do oxigênio dissolvido na água varia de acordo com a mudança de sua temperatura, altitude e sua aeração. A presença de cachoeiras ou de chuvas, que elevam a turbulência da água favorece a oxigenação, enquanto a solubilidade do oxigênio diminui com a elevação da temperatura (Toledo, 2002).

Segundo a Resolução do CONAMA n 357, de 2005, para que o corpo d'água seja enquadrado na classe 2, os valores de OD devem ser superiores a  $6 \text{ mg L}^{-1}$ . Desta forma, os valores encontrados na presente análise estão enquadrados na classe 2, apresentando valores entre 7 a  $9,2 \text{ mg L}^{-1}$  (Quadro 15). A água que obteve, na média, maiores teores de oxigênio dissolvido foi a coletada no Ponto 4 (Quadro 15) que corresponde ao Ribeirão Perobas sistema característico de primeiras ordens na classificação das bacias hidrográficas, com declividade acentuada, baixa profundidade, estreito, com leito rochoso e alta velocidade de fluxo, o que permite uma melhor oxigenação; observando o ponto 5 (no Rio fubá) logo a jusante do ponto 4 e da confluência com o Ribeirão Perobas, pode-se ver que este foi influenciado apresentando valor superior de OD do que os pontos a montante.

A condutividade elétrica (CE) indica a quantidade de íons existentes na coluna de água, informando indiretamente sobre a concentração de poluentes. A CE fornece indicações sobre as alterações na composição em um corpo d'água, sem fornecer a indicação das quantidades relativas dos vários componentes. A legislação em vigor não determina valores para este parâmetro, mas, de acordo com diversos estudos, sabe-se que valores superiores a  $50 \mu\text{S cm}^{-1}$  podem alertar para outros fatores, como a presença de esgoto doméstico e insumos agrícolas. Valores elevados de CE podem indicar, também, características corrosivas da água. Com base nos resultados apresentados no Quadro 15, observa-se que a água coletada no Ponto 2 apresentou valor mais elevado do que os demais pontos. Este pode ter sido influenciado pelo trabalho de revegetação da antiga

lagoa de decantação, em que se empregou adubos inorgânicos e orgânicos, que podem ter sido carregado e elevado o teor de íons na água.

Os valores de CE, em geral, apresentaram-se satisfatórios e foram considerados baixa, o que é típico de cursos d'água que drenam áreas de litologia constituída por rochas resistentes ao intemperismo ou por rochas com pobreza de íons (Toledo, 2002).

Os valores de alumínio e ferro se mantiveram elevados em todos os pontos afetados pelo rompimento da barragem (P2, P3, P5 e P7), bem acima dos padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/05, a qual estabelece valor máximo (VM) de 0,1 mg L<sup>-1</sup> de Al para classe 2 e Ferro 0,3 mg L<sup>-1</sup>. Provavelmente reflexos do acidente, uma vez que os pontos testemunhas (P1, P4 e P6) apresentaram valores muito pequenos e próximos ao VM. De maneira geral, os ambientes avaliados são ricos em alumínio e ferro, devido às características geológicas da área. Por isso mesmo as testemunhas apresentaram valores acima do VM.

Tomando-se por base, os valores de pH encontrados, o corpo d'água apresenta-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/05, a qual estabelece limites de 6,0 a 9,0. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies (CETESB,1993).

A turbidez manteve-se elevada nos pontos P2 e P3 (Quadro 15) mesmo após quatro meses ao rompimento. Esses os valores estão no limite máximo da classe 2 (até 40 unidades nefelométricas de turbidez - UNT), sugerindo elevação de material particulado, provavelmente oriundos da barragem. No ponto P1 (fazenda da Rosinha – córrego Bom Jardim) usado como referência, os valores foram baixos, por não ter sido afetado pelo incidente.

Quadro 15 – Atributos da água em sete pontos na área de influência do incidente ocorrido na Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda, provenientes da coleta realizada em maio de 2007

Ponto	DBO *	DQO*	O.D*	C.E*	Fe*	Al*	S.D.T*	S.S*	S.S.T*	pH*	T*
	-----mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> -----			μS.cm <sup>-1</sup>	-----mg.L <sup>-1</sup> -----						NTU
P1	2,0	31,6	7,7	29,1	2,69	0,450	22	0,1	2	7,18	1,1
P2	2,0	193	7,6	79,0	21,73	10,23	58	0,5	<b>196</b>	7,6	<b>33,6</b>
P3	2,0	131	7,5	31,4	29,81	20,45	24	0,3	<b>160</b>	7,01	<b>42,7</b>
P4	2,0	38,6	9,2	30,8	1,18	0,11	23	0,1	11	7,72	1,3
P5	2,0	91,7	8,1	31,7	14,04	6,25	24	0,1	46	8,13	1,6
P6	2,0	38,8	7,0	44,9	1,92	0,11	34	0,1	2	7,29	0,7
P7	3,5	120	7,9	47,7	4,13	6,36	36	0,1	80	7,62	0,9

\* - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (O.D), condutividade elétrica (C.E), Ferro dissolvido (Fe), Alumínio dissolvido (Al), Sólidos dissolvidos totais (S.D.T), Sólidos sedimentáveis(S.S), Sólidos Suspensos Totais (S.S.T), pH e Turbidez (T).

No ponto P7 (rio Fubá a jusante de Mirai) os valores de DBO, DQO, foram muito superiores da testemunha (P6) por receber elevada quantidade de carga orgânica advinda da cidade de Mirai.

Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), percebe-se que mantiveram-se elevados em todos os pontos afetados pelo rompimento da barragem (P2, P3, P5 e P7), bem superiores aos pontos testemunhas (P1, P4 e P6), provavelmente reflexos do incidente e indicativo de que aquela à época da coleta de amostras ainda estavam descendo sedimentos da barragem.

### **4.3.2. ANÁLISE HIDROBIOLÓGICA**

O monitoramento hidrobiológico mostrou, para a maioria dos pontos, uma variação sazonal marcante, com destaque para maior variabilidade hidrobiológica nas campanhas em que os sistemas apresentaram as menores vazões, junho e setembro/08. A partir do monitoramento realizado pouco se pode relacionar com o rompimento da barragem uma vez que não se tem análise hidrobiológica da bacia do rio Muriaé antes do incidente. Sendo assim, as informações geradas por este estudo tornam-se importantes para subsidiar avaliações futuras das condições ambientais dos sistemas hídricos da bacia do rio Muriaé.

#### **4.3.2.1. FITOPLÂNCTON**

##### **Pontos P1 (testemunha), P3 e P4**

Este sistema amostral apresentou uma evidente diferença na variação sazonal dos resultados de variabilidade hidrobiológica total entre os pontos localizados a montante e a jusante da barragem São Francisco (Figura 17).

O sítio amostral de montante P1 apresentou uma comunidade com baixa colonização do fitoplâncton em todas as campanhas, confirmada pela menor variação sazonal dos dados de variabilidade hidrobiológica total (Figura 17). Este resultado reflete as condições naturais intrínsecas de corpos hídricos lóticos de cabeceira, em que a comunidade fitoplanctônica é constituída principalmente por chrysophyta em baixas densidades, configurando boa complexidade ambiental. A baixa influência sazonal na comunidade no P1 reflete uma menor alteração de vazão nestes sistemas mais preservados típicos de cabeceira e menor efeito de arraste da comunidade.

O córrego Bom Jardim apresentou, em geral, dominância do grupo das Chrysophyta (Figura 18). Como reportado pela literatura, a dominância das Chrysophyta em sistemas fluviais representa o padrão esperado (Lobo et al., 2002).

O efeito da variação sazonal na colonização dos organismos foi mais evidente nos sítios representativos da situação a jusante da barragem de São Francisco (P2 e P3) onde foi atingido pelo incidente (Figura 17).

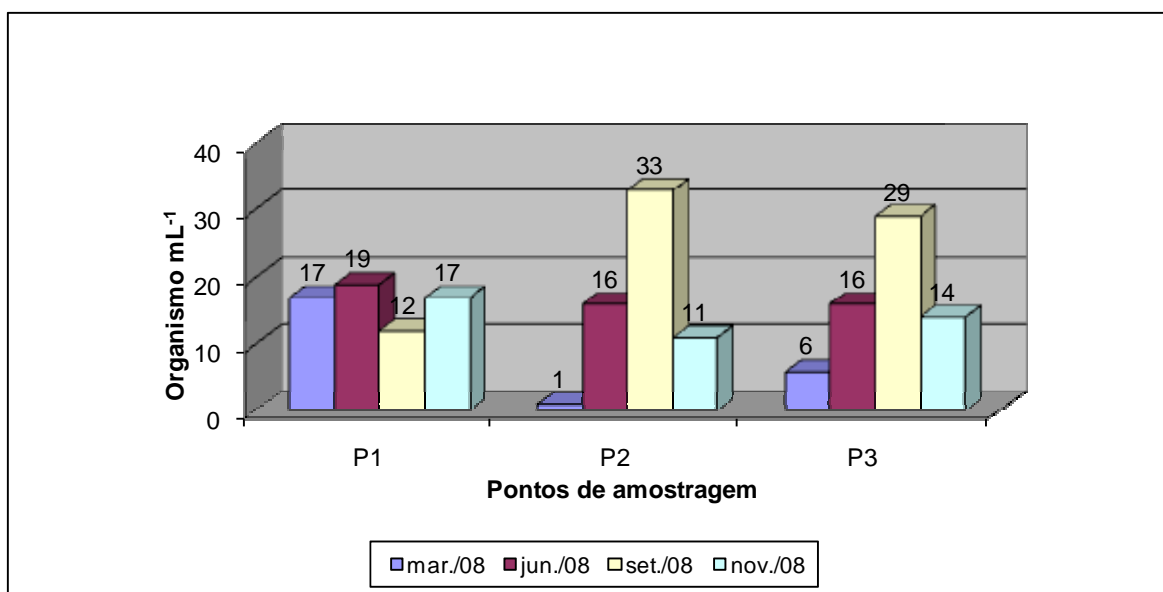
A variação espacial dos resultados que refletiram a estrutura das comunidades mostrou condições mais alteradas no sítio P2, localizado imediatamente a jusante do antigo eixo da barragem São Francisco, uma vez que foram registrados representantes apenas dos

grupos chrysophyta e chlorophyta (Figura 18). No ponto mais a jusante (P3), a comunidade mostrou-se mais complexa revelando certo grau de recuperação.

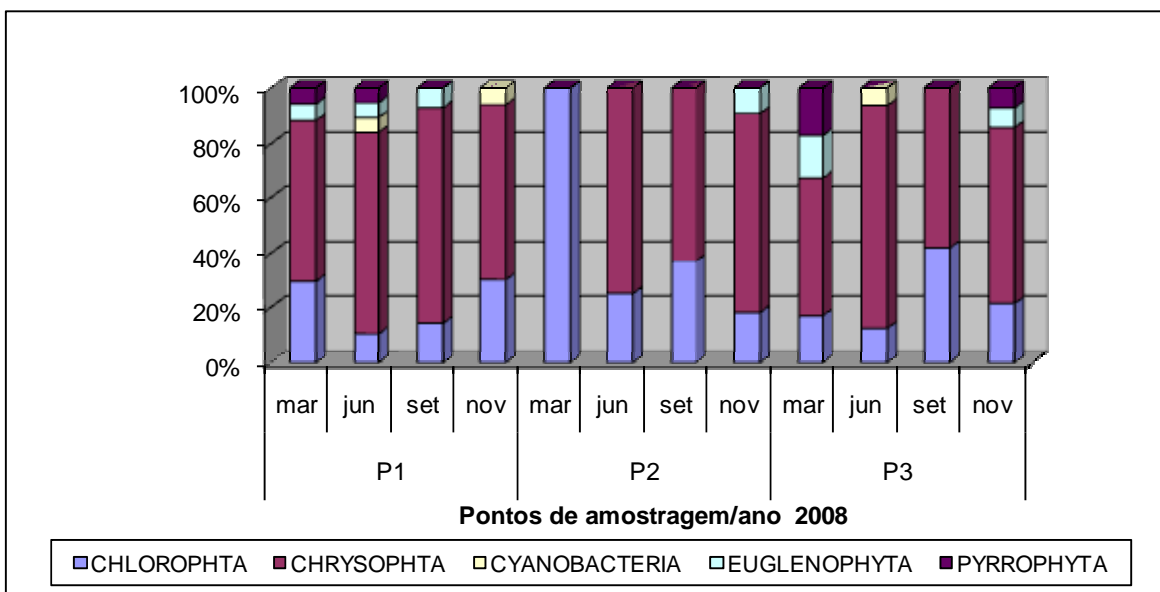
Os meses de menor precipitação atmosférica, representado pelas campanhas de junho e setembro/08, foram determinantes para elevar os valores de variabilidade hidrobiológica totais nestes sítios. O resultado mais evidente foi a variabilidade hidrobiológica total igual a 33 taxons no sítio P2 em setembro/08, causado pela dominância do grupo chrysophyta. Este grupo é um representante natural dos sistemas fluviais, e englobam, espécies resistentes e sensíveis às condições adversas do meio, e, portanto, não é considerado como um bom indicador ambiental.

Embora a espécie registrada não seja considerada como boa indicadora (Esteves, 1998), é notório que a alteração da estrutura da comunidade pela dominância de poucos, seja decorrente de alterações nas condições de integridade ambiental deste sistema, na campanha de setembro/08.

Considerando as diferenças ecológicas intrínsecas a cada campanha de coleta, é possível observar que a comunidade fitoplanctônica apresentou maior colonização em todos os pontos do córrego Bom Jardim ao final do período amostral em relação à primeira campanha.



**Figura 17** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (Nº de organismo por mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.

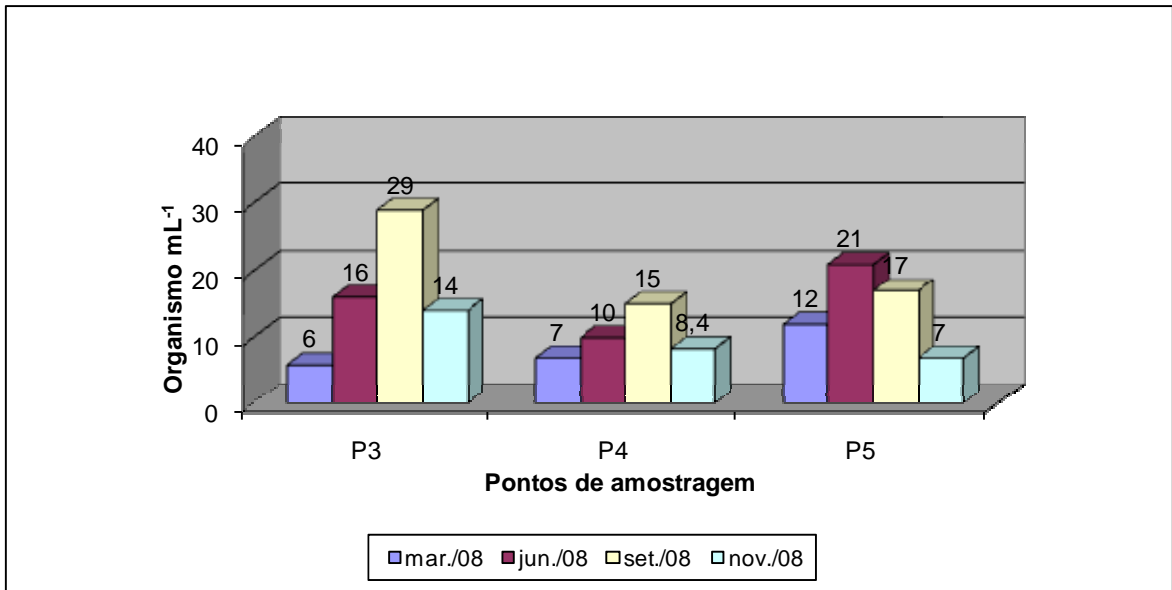


**Figura 18** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa (Porcentagem de organismos por divisão taxonômica) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.

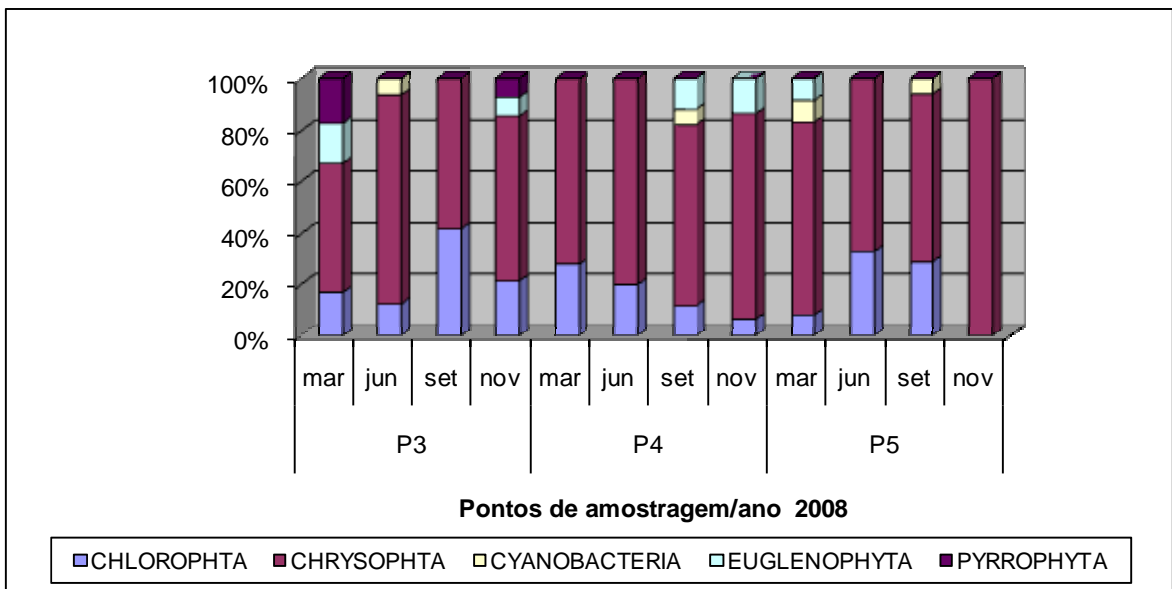
#### Pontos P3, P4 (testemunha) e P5

O ribeirão Perobas (P4) apresentou acréscimo nos valores de variabilidade hidrobiológica de taxa gradativa ao longo do período de monitoramento (Figura 19). Neste sistema característico de cabeceira, o efeito sazonal de alteração de fluxo parece ter sido pouco determinante nos resultados obtidos. A estrutura da comunidade apresentou maior diversificação dos grupos formadores do fitoplâncton nas duas últimas campanhas (Figura 20). A estrutura mais simplificada, com a ocorrência de taxa restrita ao grupo das crisófitas e das clorófitas, foi substituída por uma comunidade onde foram registrados representantes das euglenófitas e das cianobactérias sem, no entanto, representar florações ou desequilíbrio nos valores relativos dos grupos.

A dominância de Chrysophyta seguiu o padrão esperado para sistemas fluviais (Figura 20) (Esteves, 1998).



**Figura 19** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade fitoplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.



**Figura 20** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade fitoplanctônica nos pontos P4, P5 e P6.

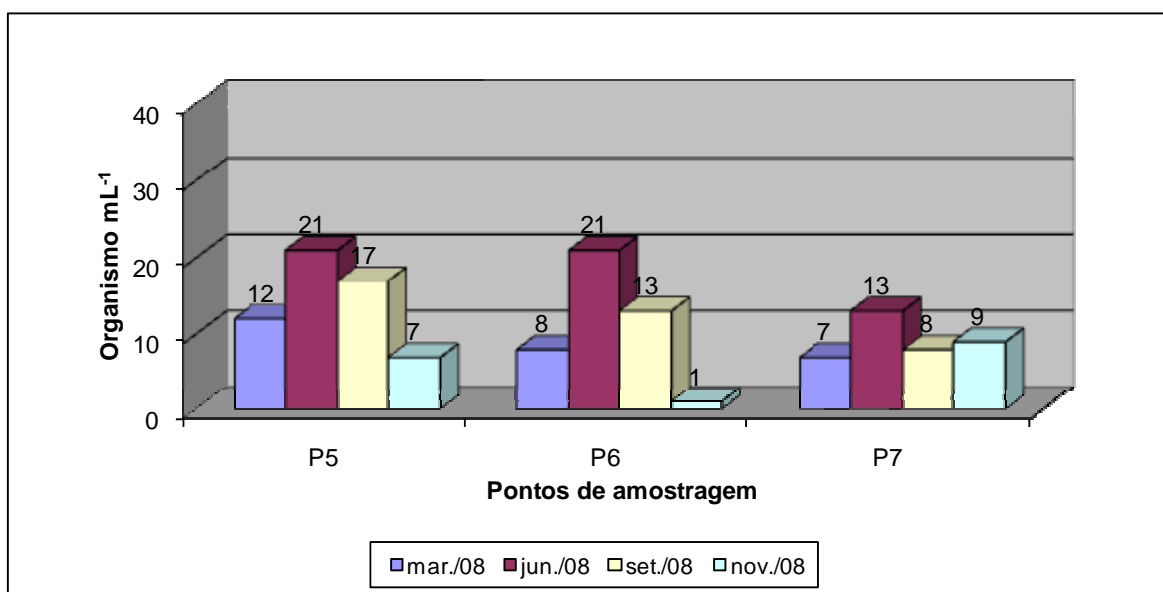
### PONTOS P5, P6 (Testemunha) e P7

A comunidade fitoplanctônica do ponto de montante no rio Fubá parece ter sido fortemente influenciada pelos fatores sazonais de precipitação. Os atributos analisados apresentaram resultados baixos na campanha de final das chuvas e um crescente aumento nas campanhas de seca. Na campanha de início de chuva, os valores voltaram a cair (Figura 21), padrão este esperado para sistemas fluviais (Esteves, 1998).

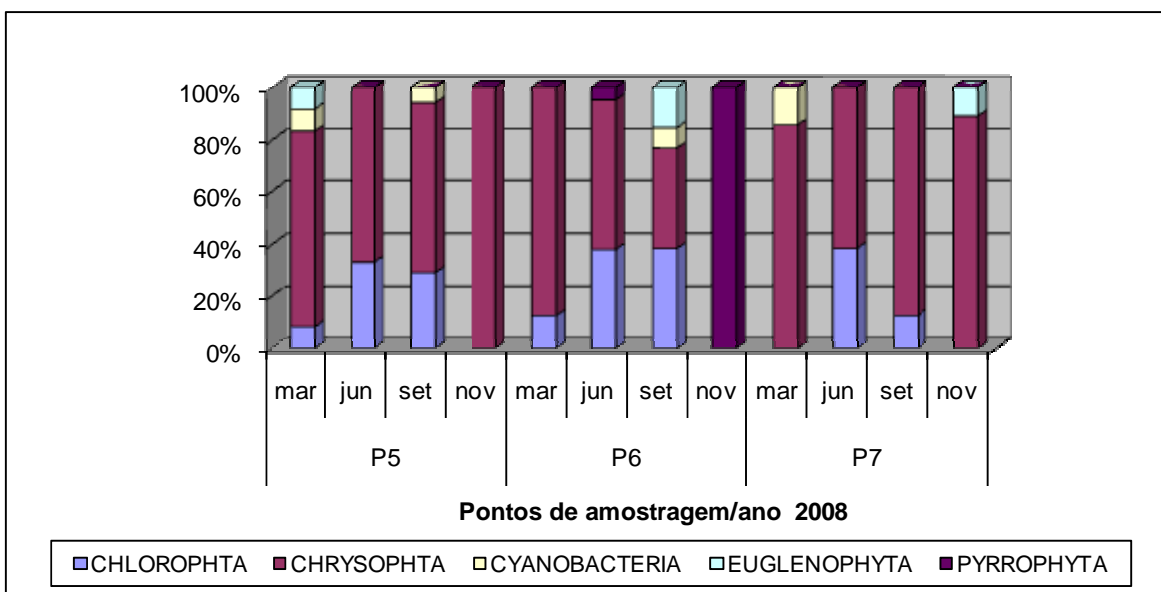
A variação sazonal como fator determinante para a colonização dos organismos no ponto P7 não foi tão evidente quanto observado em P5.

O sistema apresentou os maiores valores de variabilidade hidrobiológica total nos meses de junho/08 e novembro/08 (Figura 21). A redução dos valores em setembro e o retorno a uma condição semelhante à de junho na campanha de novembro não reflete um padrão esperado (Esteves, 1998) e, em princípio, não pode ser justificada pela qualidade da água, uma vez que os parâmetros avaliados não indicaram grandes alterações nesta campanha para nenhum dos dois pontos deste sistema. Este resultado infere a ocorrência de um evento determinante para a colonização do fitoplâncton na campanha de setembro/08 que não foi contemplado no escopo deste monitoramento.

A permanência da dominância das crisófitas diatomáceas em variabilidade hidrobiológica foi comum aos dois pontos P5 e P7 (Figura 22), indicando a baixa influência dos afluentes córrego Bom Jardim, Ribeirão Perobas (P4) e córrego Santo Antônio (P6) e do município de Mirai na representatividade dos grupos algais da comunidade fitoplanctônica.



**Figura 21** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade fitoplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.



**Figura 22** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade fitoplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.

Assim como observado para os demais pontos da rede de amostragem, o córrego Santo Antônio (P6) apresentou aumento do número de taxa nas campanhas de seca, reforçando o efeito da redução da vazão no aumento da concentração dos organismos. Na última campanha, a comunidade fitoplanctônica não foi representada quantitativamente e apenas um taxa de Pyrophyta foi registrado na análise qualitativa, evidenciando as alterações temporais de redução da representatividade do fitoplâncton ao longo do ano hidrológico.

No ponto P7 verificou-se o aparecimento de Cyanobacteria e uma maior variabilidade hidrobiológica em geral. Isto se deve ao fato deste ponto estar logo à jusante de zona urbana. O despejo de efluentes domésticos enriquecem os corpos d'água com nutrientes, o que leva à ocorrência do processo de eutrofização, fenômeno que ocorre na maioria dos ambientes aquáticos que sofrem influências antrópicas (Carvalho, 2004). Assim há o favorecimento de crescimento exacerbado de algas, especialmente Cyanobacteria e Chrysophyta (Costa et al., 2009).

#### 4.3.2.2. ZOOPLÂNCTON

A variação temporal da estrutura da comunidade zooplanctônica apresentou padrões diferenciados em relação à registrada para a comunidade fitoplanctônica. A maioria dos pontos apresentou redução da variabilidade hidrobiológica de taxa.

No geral, protista foi o grupo predominante durante as campanhas realizadas, tanto em termos da composição quanto da abundância zooplancônica, resultado este comumente registrado em sistemas fluviais (Esteves, 1998).

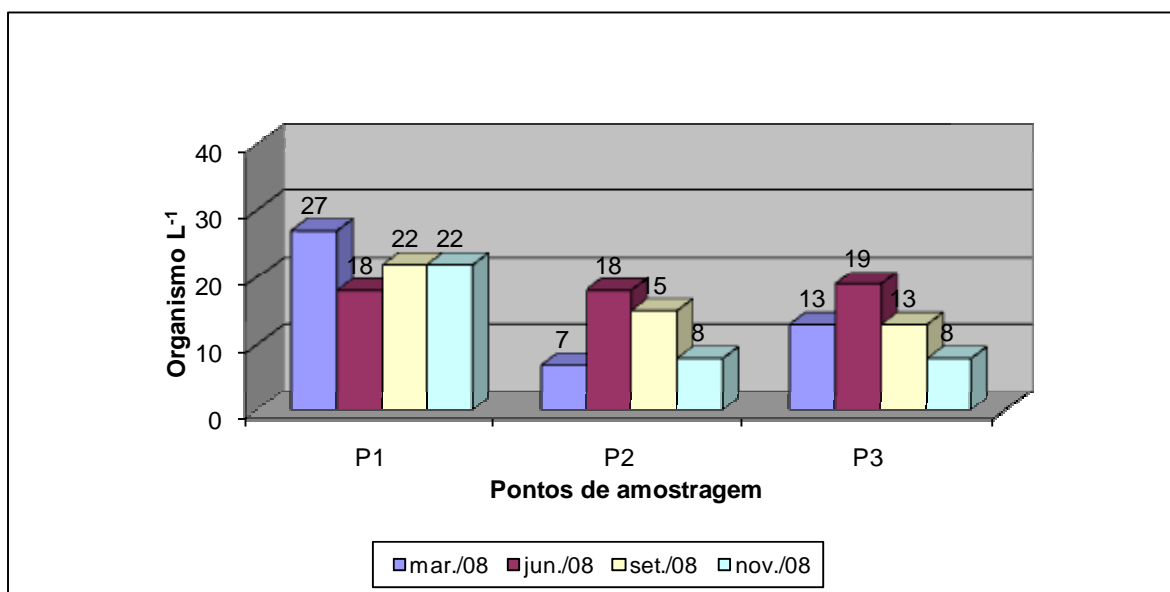
Foram observadas flutuações temporais e espaciais da comunidade em virtude da sazonalidade, evidenciadas, sobretudo em rotíferos. No entanto, no mês de março foram registradas a maior variabilidade hidrobiológica do zooplâncton. A espécie mais abundante em março foi o Protista *Arcella hemisphaerica*, organismo com ampla ocorrência em sistemas fluviais, observada principalmente no rio Fubá (P8) (Esteves, 1998).

As espécies que mais se destacaram em todos os setores e períodos foram os protistas Sarcomastigophoras, dentre eles, *Arcella hemisphaerica*, *Arcella discóides*, *Euglypha acanthophora*, *Euglypha laevis*, *Trinema enchelys*, *Cyphoderia ampulla*. Os Ciliophoras apareceram de forma esporádica, em sua maioria nas análises qualitativas. Com relação aos Rotifera, as espécies litorâneas foram mais representativas no estudo, tais como, *Lepadella patella*, *Lecane lunaris*, além da ordem Bdelloida.

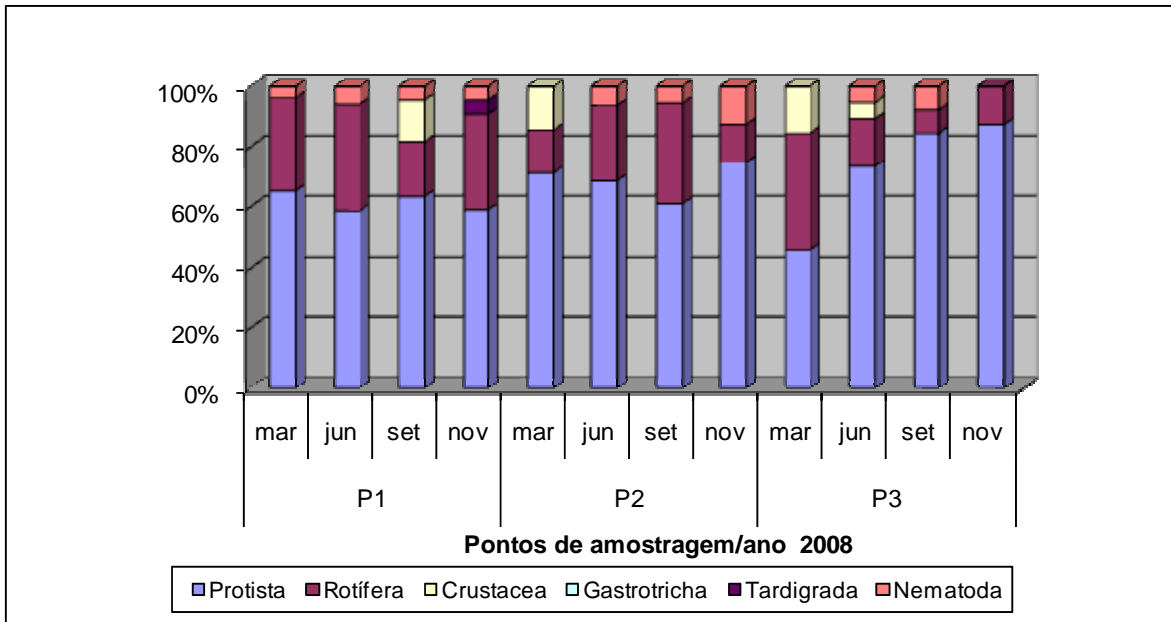
As considerações particulares a cada sistema amostral estão apresentadas e discutidas a seguir.

#### Pontos P1(Testemunha), P2 e P3

No córrego Bom Jardim, o grupo protista demonstrou sua dominância sobre os demais grupos com percentual acima de 40% da variabilidade hidrobiológica relativa, à exceção do ponto P3, onde os *Rotifera* atingiram maior representatividade numérica devido às formas jovens de *Copepodas calanoida* e *Cyclopoida* (Figuras 23 e 24).



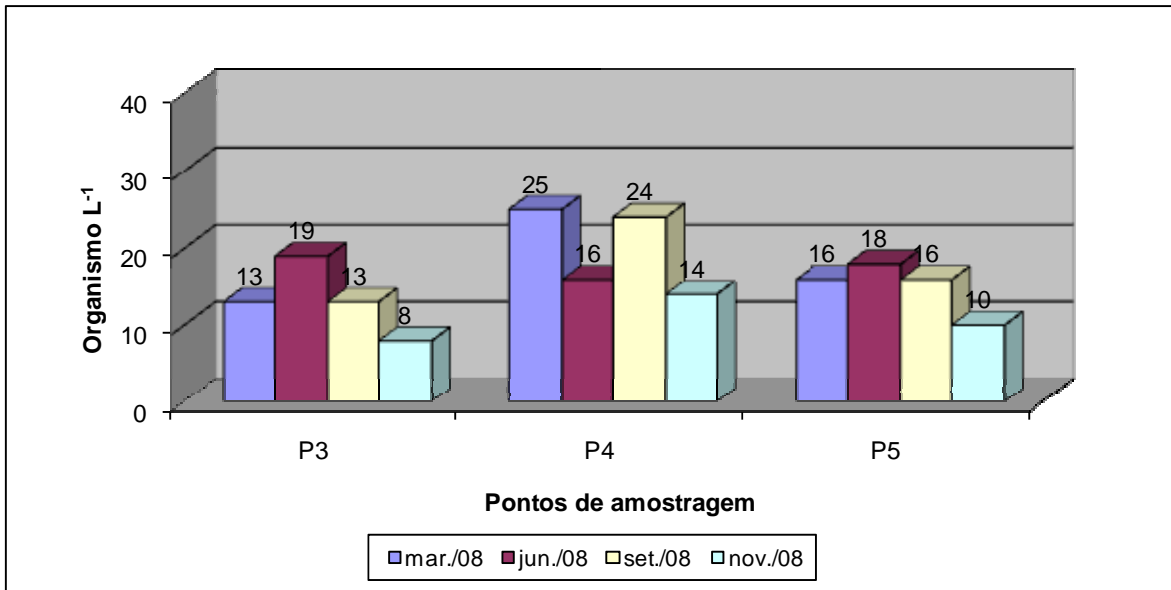
**Figura 23** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (nº de organismos por litro) da comunidade zooplancônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.



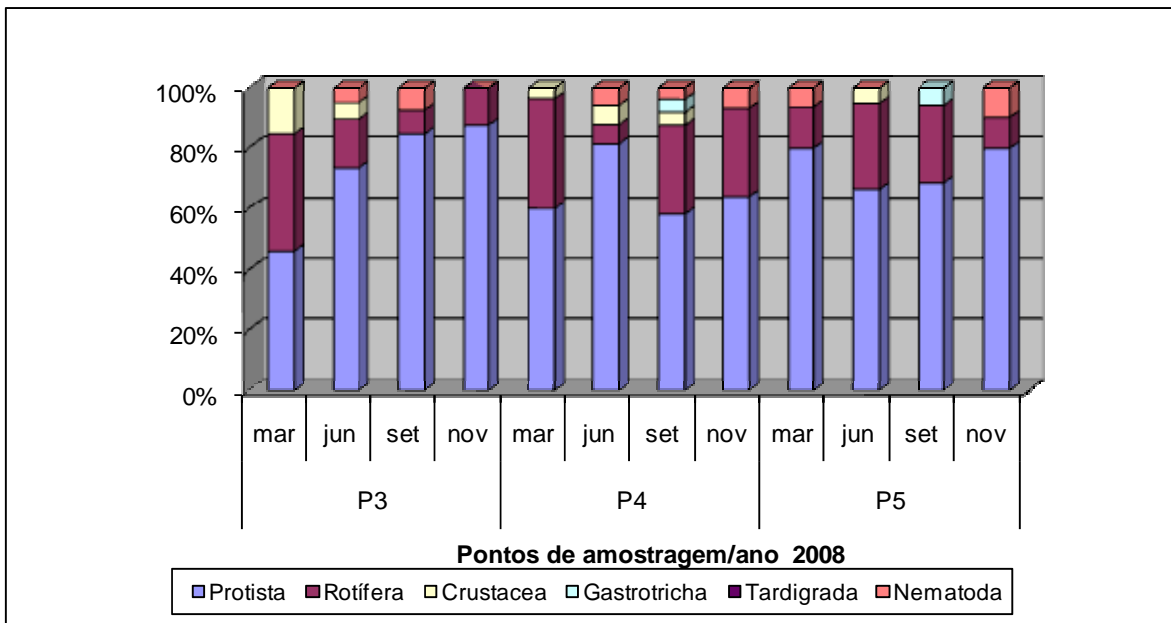
**Figura 24** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa (Porcentagem de organismos por divisão taxonômica) da comunidade zooplanctônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.

#### **Pontos P3, P4 (Testemunha) e P5**

O ribeirão Perobas (P4) apresentou variação semelhante para os dois atributos avaliados, com redução dos valores na primeira campanha de seca, aumento em setembro/08 seguido de queda em novembro/08 (Figura 25). A estrutura da comunidade analisada a partir dos dados relativos de variabilidade hidrobiológica mostrou a dominância de Protista e uma comunidade mais complexa nas campanhas de seca (Figura 26).



**Figura 25** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade zooplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.

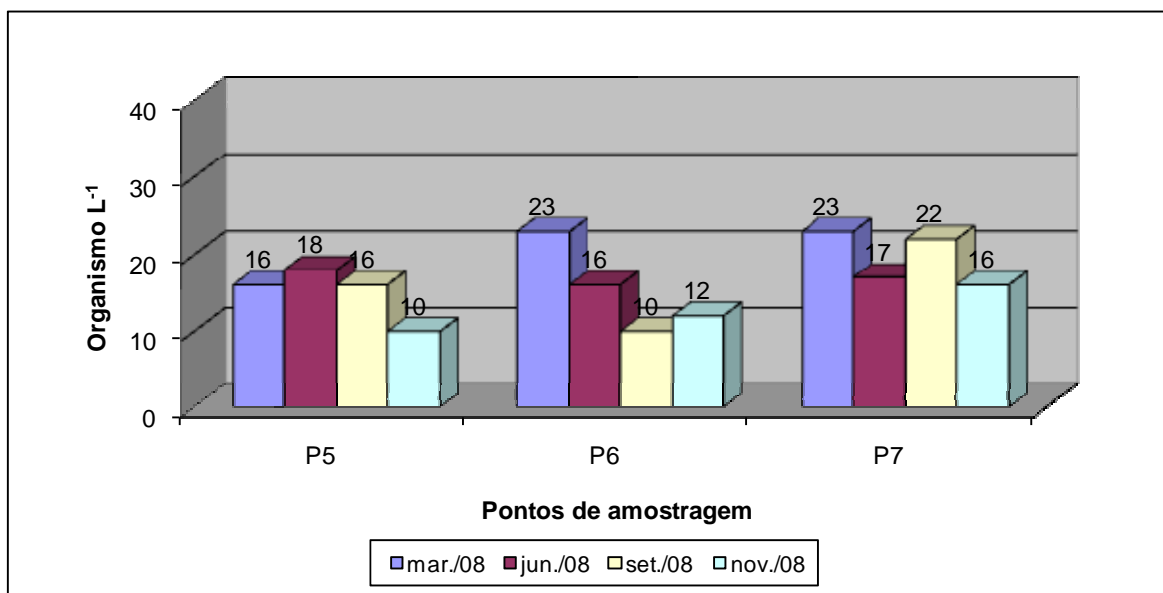


**Figura 26** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zooplanctônica nos pontos P3, P4 e P5.

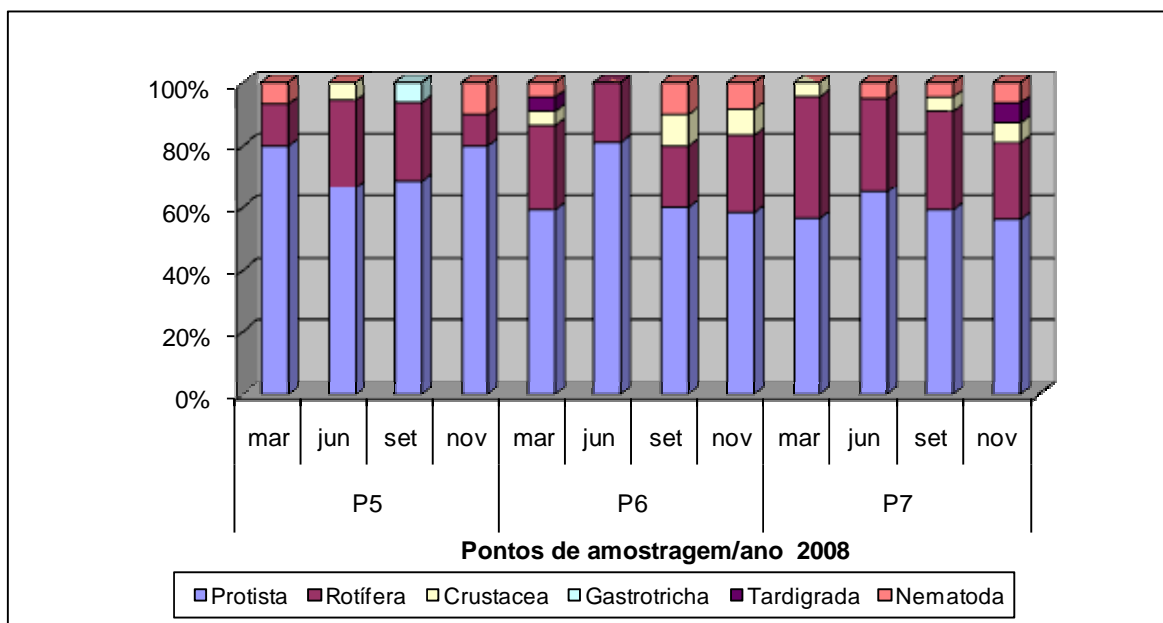
### PONTOS P5, P6(Testemunha) e P7

O rio Fubá seguiu a mesma tendência do Córrego Bom Jardim, com o grupo protista detendo percentuais acima de 60% da densidade e 56,52% da variabilidade hidrobiológica relativa dos grupos. No ponto de jusante (P8), contudo, rotífera assume essa dominância nos três últimos meses de amostragem.

Os microcrustáceos apareceram de forma discreta em P5 durante junho e em P7 no mês de novembro (Figura 27e 28).



**Figura 27** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade zooplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.



**Figura 28** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zooplanctônica nos pontos P5, P6 e P7.

A redução nos valores de variabilidade hidrobiológica de taxa foi observada também no ponto 6 (Figura 27). Em setembro foi registrado o menor valor, com leve retorno em novembro/08, evidenciando a baixa influência da sazonalidade na redução dos organismos.

Segundo Esteves (1998) o padrão esperado para sistemas fluviais de maior representatividade dos protistas foi mantido (Figura 28).

O córrego Santo Antônio (P6) apresentou uma simplificação na estrutura de sua comunidade zooplancônica na campanha de junho/08, quando apenas organismos dos grupos dos protistas e dos rotíferos foram registrados nas amostras qualitativas e quantitativas (Figura 28).

#### **4.3.2.3. ZOOBENTON**

A comunidade de macroinvertebrados não apresentou um padrão definido para a colonização dos pontos de amostragem desta rede de monitoramento. O padrão de distribuição de organismos aquáticos é resultado da interação entre hábito, condições físicas que caracterizam o habitat (substrato, fluxo e turbulência) e disponibilidade alimentar (Merrit & Cummins, 1996). Assim, não é possível quantificar quanto o rompimento da barragem afetou a comunidade hidrobiológica com apenas um monitoramento. Seria necessária a existência de monitoramentos anteriores ao rompimento.

As considerações particulares a cada sistema amostral estão apresentadas e discutidas a seguir.

#### **Pontos P1(Testemunha), P2 e P3**

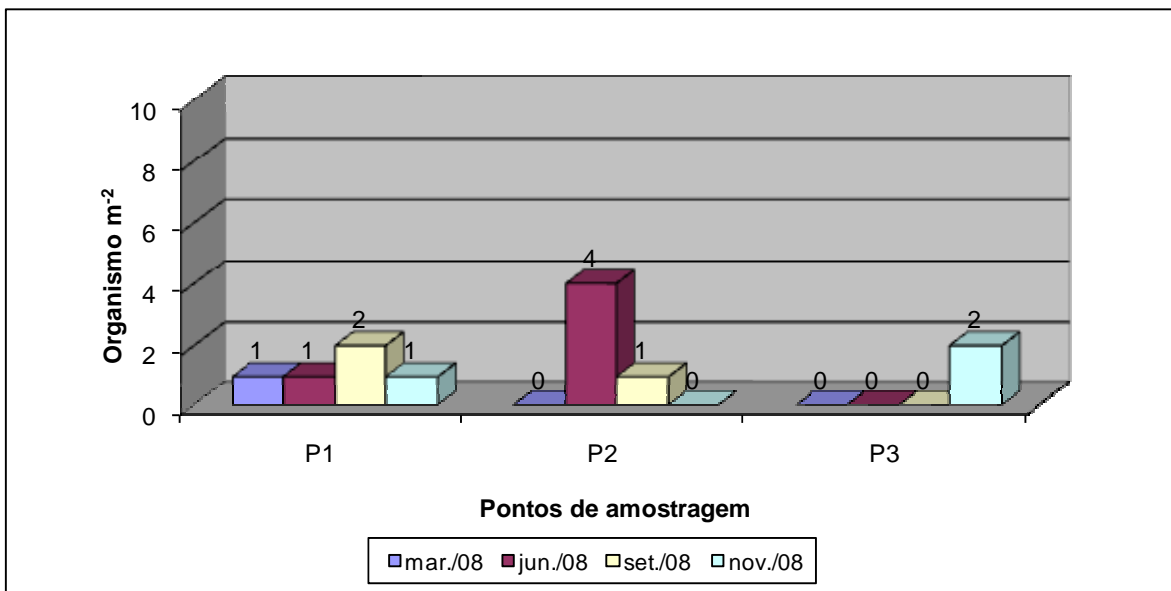
Nos pontos que se referem ao córrego Bom Jardim o atributo variabilidade hidrobiológica obteve melhor valor na época da estiagem, sendo muito comum este resultado, visto que em períodos de alta pluviosidade os organismos bentônicos são facilmente arrastados pela correnteza.

O ponto P1 não impactado pelo rompimento da barragem, apresentou a melhor situação dentre os pontos do córrego Bom Jardim e a diversidade variou pouco ao longo das amostragens, mesmo nos períodos chuvosos (Figura 29). Este resultado também pode ser explicado pelo maior grau de preservação e a grande quantidade de rochas e folhiço, que muitas vezes servem de alimento e abrigo para as larvas de insetos (Esteves, 1998).

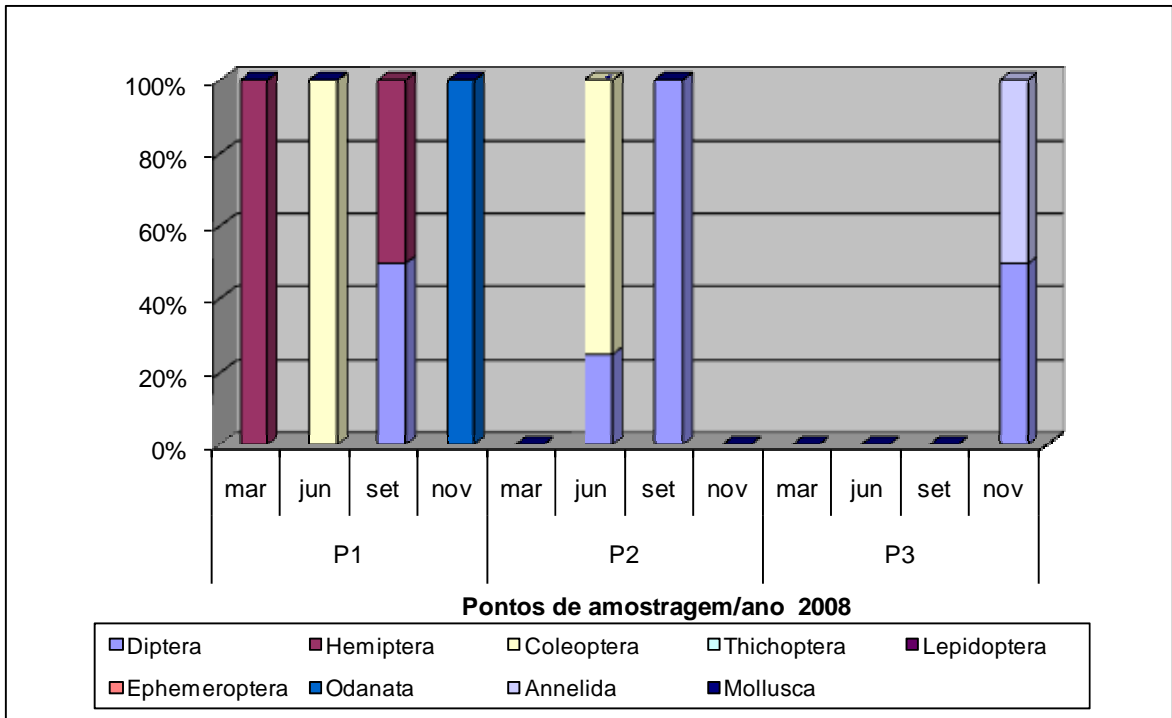
A pior situação foi encontrada em P3, ponto situado à montante da confluência com o córrego Perobas e à jusante da barragem São Francisco. Neste sistema foram registrados organismos somente em novembro/08, sendo os exemplares encontrados pertencentes às

ordens Díptera e Hirudínea, organismos bastante tolerantes à contaminação orgânica, além disto, este ponto é pouco preservado e não possui vegetação marginal, não havendo assim abrigo e alimento para o desenvolvimento de uma comunidade bentônica mais diversificada. A associação entre a vegetação marginal e o ambiente lótico é um fator importante na distribuição e alimentação dos insetos aquáticos (Vannote et al., 1980). Segundo Dudgeon (1988), a presença de mata ciliar é um dos principais fatores que atuam diretamente na ecologia dos ambientes de águas correntes.

Em P2, ponto localizado logo à jusante da barragem, somente registram-se organismos nos períodos de estiagem em junho estiveram presentes Coleóptera (Dytiscidae, Elmidae e Gyrinidae) e os Díptera (Ceratopogonidae), já em setembro/08 os Chironomidae (Díptera) foram dominantes (Figura 30).



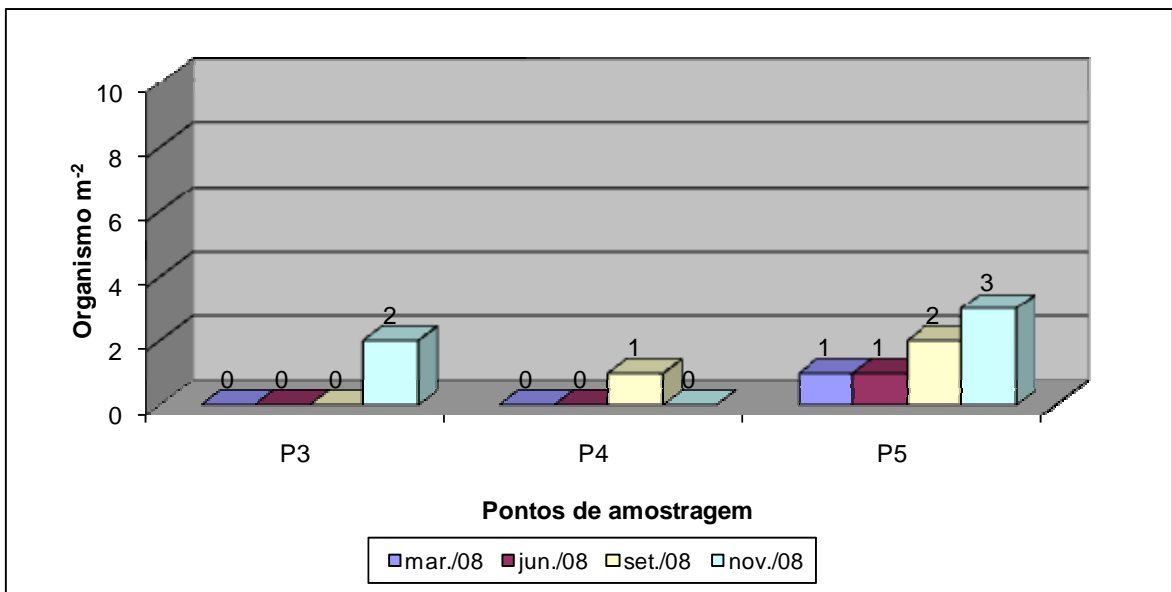
**Figura 29** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total (nº de organismo por metro quadrado) da comunidade bentônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.



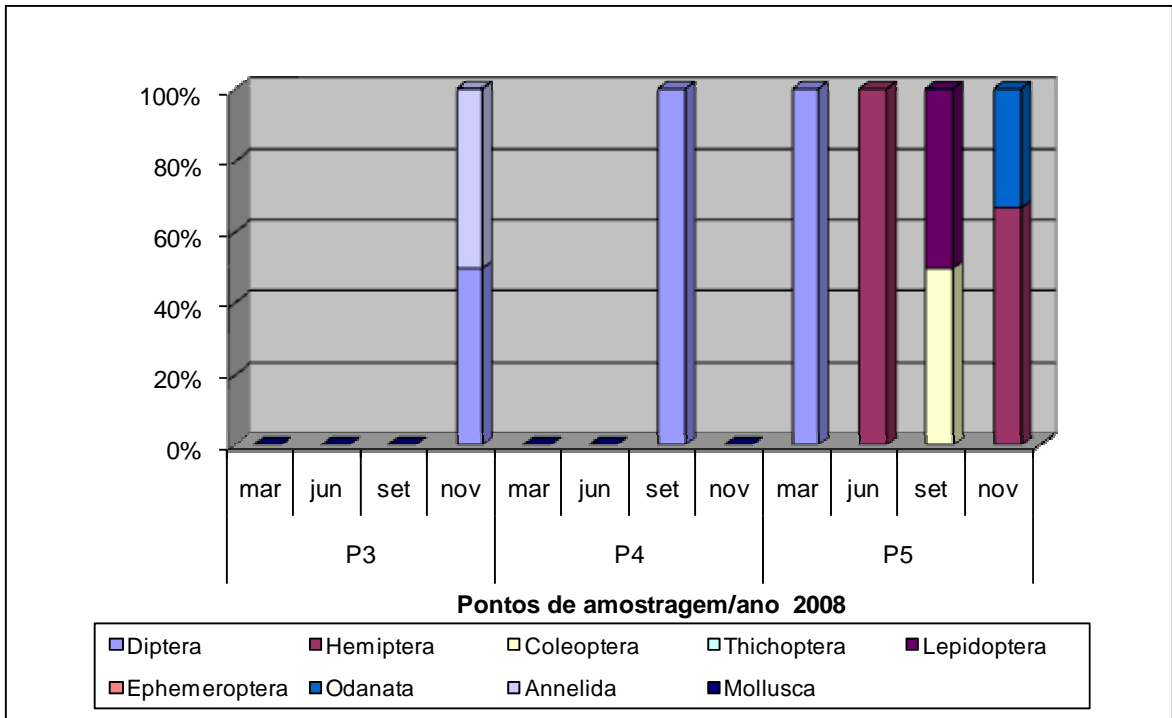
**Figura 30** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa (Porcentagem de organismos por divisão taxonômica) da comunidade bentônica nos pontos de amostragem do córrego Bom Jardim.

**Pontos P3, P4 (Testemunha) e P5**

Para o ribeirão Perobas somente foi registrado organismos da fauna bentônica na amostragem de setembro/08, onde os Chironomidae (Díptera) foram dominantes (Figuras 31 e 32).



**Figura 31** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade bentônica nos pontos de amostragem P3, P4 e P5.



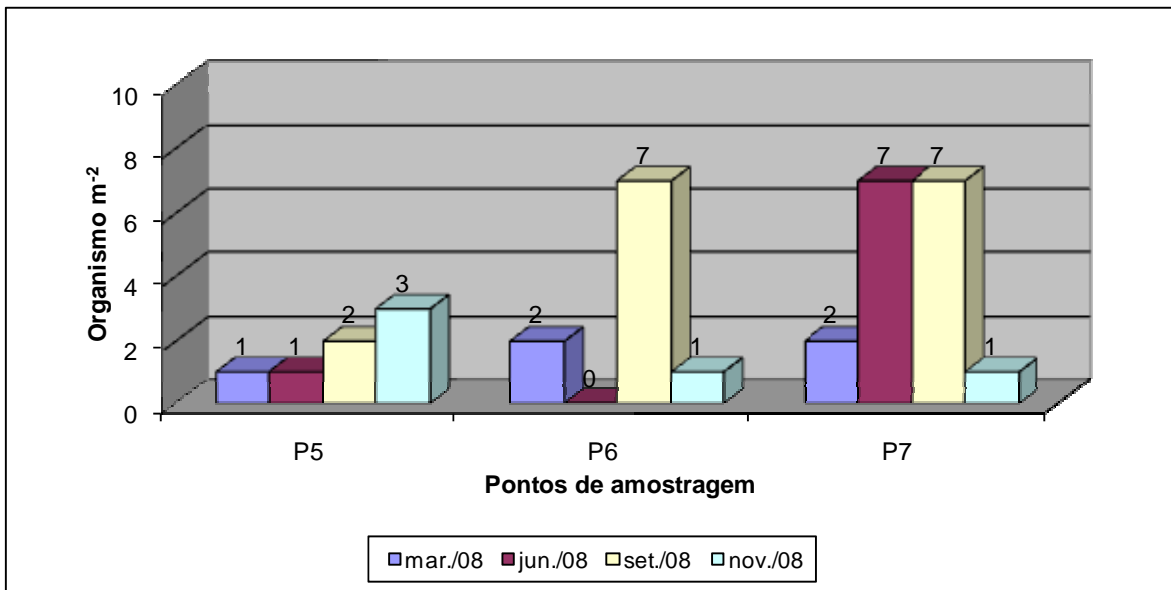
**Figura 32** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade bentônica nos pontos de amostragem P3, P4 e P5.

### Pontos P5, P6 (testemunha) e P7

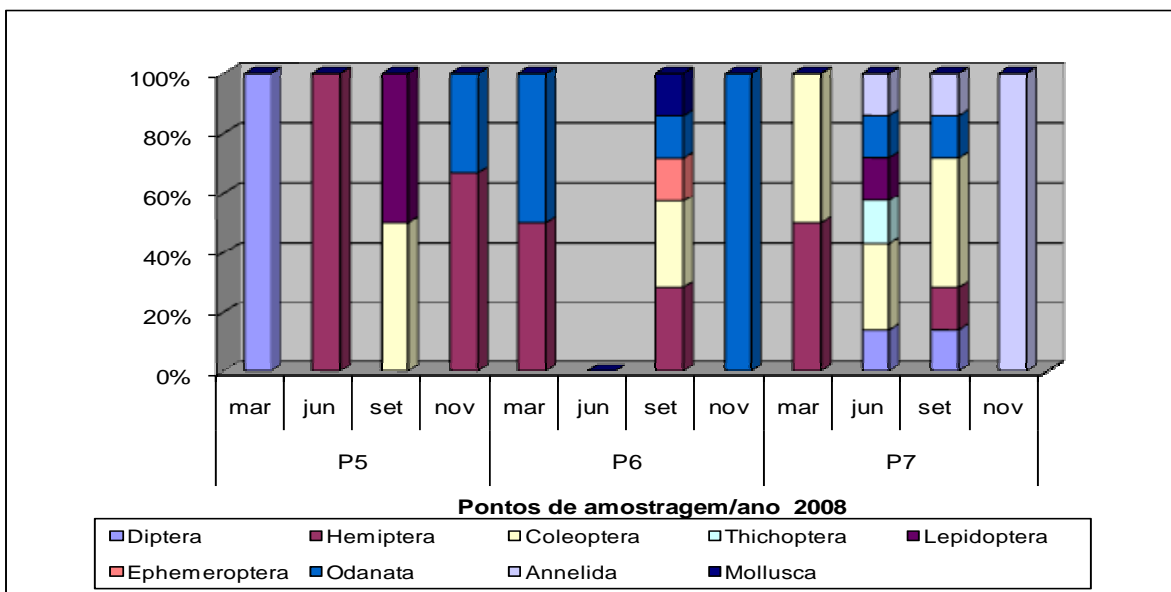
O rio Fubá apresentou uma fauna bentônica mais estruturada no ponto situado à jusante do município de Mirai (P7) nas duas amostragens do período de estiagem (Figura 33). Este resultado está diretamente ligado à sazonalidade, fator importante para a colonização dos macroinvertebrados, visto que em períodos de alta pluviosidade ocorre o efeito de deriva, com deslocamento temporário dos organismos bentônicos. Nas regiões de clima tropical, os regimes anuais de pluviosidade, a velocidade e vazão da água são os principais fatores que atuam diretamente na distribuição da entomofauna bentônica (Bispo & Oliveira, 1998). Este padrão foi comprovado pelos baixos resultados de variabilidade Zoobentônica registrada em março e novembro/2008.

O melhor resultado encontrado para o córrego Santo Antônio (P7) aconteceu em setembro/08, quando a comunidade zoobentônica mostrou-se bastante diversificada (Figura 34). Em março e novembro/08, os valores foram baixos para variabilidade hidrobiológica, e em junho/08 não se registrou nenhum organismo. Conforme a Figura 34, em setembro foram registrados os *Libellulidae* (Odonata) e os *Baetidae* (Ephemeroptera), organismos sensíveis à contaminação orgânica. Em contrapartida, foi registrada também a presença de *Biomphalaria sp.* (Planorbidae), molusco de ampla distribuição geográfica e

grande capacidade de adaptação frente às condições mais diversas do meio, além de ser o vetor da esquistossomose, doença de profilaxia complexa e de difícil combate (Esteves, 1998).



**Figura 33** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica total da comunidade Zoobentônica nos pontos P5, P6 e P7.



**Figura 34** – Variação temporal e espacial dos valores de variabilidade hidrobiológica relativa da comunidade zoobentônica nos pontos P5, P6 e P7.

## 5. CONCLUSÕES

- O sedimento depositado apresenta a mesma composição textural e mineralógica do solo pré-existente. Quimicamente a diferença fundamental entre o depósito e o solo é o teor de matéria orgânica;
- Métodos de recuperação que priorizam a elevação do teor de matéria orgânica deverão ser adotados, visando seu uso agrícola;
- O material depositado não trará conseqüências danosas à qualidade química do solo;
- O monitoramento hidrobiológico evidenciou, para a maioria dos pontos, uma variação sazonal, notadamente nas campanhas em que os sistemas apresentaram as menores vazões;
- O monitoramento hidrobiológico evidenciou que a variabilidade observada não está relacionada com o rompimento da barragem.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almeria, vol. II: 203-213. 1996.
- ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soils. In: Heavy Metals in Soils. New York, John Wiley, p. 29-39.1990.
- ALVES, C.B.M., Vieira, F. Magalhães, A.L.B. & BRITO, M.F.G. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: Theresa M. Bert. (Org.). Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. Dordrecht, The Netherlands: Springer, p. 291-314. 2007.
- AMACHER, M. C.; KOTUBY-AMACHER, J.; SELIM, H. M.; ISKANDAR, I. K. Retention and Release of Metals by Soils - Evaluation of Several Models. Geoderma, 38: 131 - 54, 1986.
- ANGERS, D.A. Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alfafa. Soil Sci. Soc. Am. J., 56:1244-1249, 1992.
- ARMITAGE, P. D.. Behaviour and ecology of adults. In: The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges (P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder, ed.), London: Chapman & Hall. pp. 194-224, 1995
- AZEVEDO NETTO, J. M. Técnica de abastecimento e tratamento de água. 2ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB. v.1.1987.

- BAES, C. F. & SHARP, R. D. A Proposal for Estimation of Soil Leaching Constants for Use in Assessment Models. *J. Environ. Qual.*, 12(1): 17 - 28. 1983.
- BALIEIRO, F.C.; FRANCO, A.A.; FONTES, R.L.F.; DIAS, L.E.; CAMPELLO, E.F.C. & FARIA, S.M. Accumulation and distribution of above ground biomass and nutrients under pure and mixed stands of *Pseudosamanea guachapele* Dugard and *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. *Plant Nutr.*, 25: 2639-2654, 2002.
- BARBOSA, F. A. R. (org.). Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. *Acta Limnologica Brasiliensia* v. 5. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas/Sociedade Brasileira de Limnologia. 1994.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B.. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2nd Ed. Washington, DC: Environmental Protection Agency. 1999.
- BARNHISEL, R.I.; POWELL, J.L. & THOM, W.O. Use of soft red winter wheat for reclamation of surface-mined lands in Western Kentucky. I. Effects of cultivar selection, soil depth, and ripping. *J. Prod. Agric.*, 1:304-308, 1988.
- BEASLEY, R.P. Erosion and sediment pollution, control. 4. ed. Ames, Iowa: University Press, 529p. 1976.
- BEST, E. P. H. Models on metabolism of aquatic weeds and their application potential. In: *Aquatic Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation* (A. H. Pieterse & K. J. Murphy, ed.), pp. 254-273, Oxford: Oxford University Press. 1990.
- BICUDO, C.M.E e MENEZES, M.. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (Chave para identificação e descrições) – segunda edição/ organizado por Carlos E. de M. Bicudo e Mariângela Menezes. – São Carlos: Rima. 502p. 2006.
- BISNETO, T. R. Análise físico-química da qualidade da água da Bacia do Ribeirão do Pinhal no Município de Limeira/SP. UNIARARAS -SP, 2005.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Ed.). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE.(Séries Oecologia Brasiliensis, 5)p. 175-189. 1998.

- BITTELL, J. E. & MILLER, R. J. Lead, Cadmium and Calcium Selectivity Coefficients on a Montmorillonite, Illite, and Kaolinite. *J. Env. Qual.*, 3(3): 250 - 53. 1974.
- Borges, E.N.; Lombardi Neto, F.; Corrêa, G.F.; Costa, L.M. Misturas de gesso e matéria orgânica alterando atributos físicos de um latossolo com compactação simulada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.21, n.1, p.125-130, 1997.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; VERAS JÚNIOR, M.S.; PORTO, M.F.A.; NUCCI, N.L.R.; JULIANO, N.M.A.; EIGER, S. Introdução à engenharia ambiental. 2 ed. São Paulo: PrenticeHall. 305p. 2003.
- BRAILE, P. M. & CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. CETESB, São Paulo. 764p. 1979.
- BRANCO, C.W.C. A comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil, Brasília: UNB P. 341 Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de Brasília. 1991.
- BRANCO, S. M. Água: origem, uso e preservação. São Paulo: Moderna, 1993. 71p. CETESB. Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano: Bases Conceituais e Operacionais. São Paulo, 1993.
- BRADY, N.C. Natureza e propriedades dos solos. 7.Ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 878p. 1989.
- BRIGANTE, J.; DORNFELD, C.B.; NOVELLI, A., MORRAYE, M.A. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi- Guaçu. p. 181-187. In. BRIGANTE, J. & ESPÍNOLA, L.G. Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu. São Carlos: Rima, 2003.
- BUSS, D. F. Utilizando Macroinvertebrados no Desenvolvimento de um Procedimento Integrado de Avaliação da Qualidade da Água de Rios. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2001.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F., NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*. 19(2): 645-473, 2003.

- CAIRNS Jr., J. & PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 10-27, New York: Chapman & Hall. 1993.
- CAIRNS Jr., J.; McCORMICK, P. V. & NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263:1-44. 1993.
- CAIRNS Jr., J. & van der SCHALIE, W. H. Biological monitoring. Part I – Early warning systems. *Water Research*, 14:1179-1196. 1980.
- CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: Dias, L.E. & MELLO, J.W.V., Eds. *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, MG, Folha de Viçosa. p. 183-196. 1998.
- CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & RIBEIRO JR., E.S. Revegetação de áreas de mineração de ouro no cerrado com arbustos e árvores associadas a microrganismos. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., Blumenau. Anais. Blumenau, SOBRADE, FURB, 2000. CD-ROOM. 2000.
- CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A.A.; DIAS, L.E. & FARIA, S.M. Efeito da escarificação de estéril de bauxita no estabelecimento de espécies arbóreas. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 26., Rio de Janeiro. Resumos. Rio de Janeiro, 1997. CD-ROM.
- CARVALHO SL. Eutrofização artificial: um problema em rios, lagos e represas. *Correio de Três Lagoas*. 2004.
- CETESB. Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano: Bases Conceituais e Operacionais. São Paulo, 1993.
- CETESB. Diagnóstico da Problemática dos Resíduos Sólidos no Estado de São Paulo. São Paulo. V 1. 1977.
- CFSEMG – Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5º Aproximação. RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V., V.H. Viçosa-MG. 359p.1999.
- CLESCERLL, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater*. Washigton: EPA/APHA, 2003
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005.

- CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CNRH (2002) Resolução no 29, de 11 de dezembro de 2002. Consultado em arquivo digital, e parcialmente extraído do endereço:[http://www.sgguarani.org/index/pdf/gestion\\_integrada\\_del\\_agua/legisla/br/cnrh/search=%22disposi%C3%A7%C3%A3o%20est%C3%A9ril%22](http://www.sgguarani.org/index/pdf/gestion_integrada_del_agua/legisla/br/cnrh/search=%22disposi%C3%A7%C3%A3o%20est%C3%A9ril%22)
- COSTA, E. D. Interação entre Ácidos Húmicos e Metais Pesados. In Seminários de QUI 797, Viçosa, 1990. (Resumo mimeografado).
- COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. *Journal of Environmental Management*, v.21, p.161-179, 1985.
- DANIELS, W.L.; STUCZYNSKI, T.; PANTUCK, K.; PIESTOLOK, F. & SZMBORSKY, A. Restoration of mining wasters with sewage sludge in Upper Silesia, Poland. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM AND EXHIBIT ON ENVIRON CONTAMIN, 2. Budapest, 1994. Proceedings. Budapest, Central and Eastern Europe. p.636-638. 1994.
- DEFELIPO, B.V., RIBEIRO, A.C. Análise Química do Solo. Viçosa - MG, UFV, 17p.1981.(boletim de extensão 29)
- DERISIO, J. C. Introdução ao controle de poluição ambiental. 2 ed. São Paulo: Signus. 164p. 2000.
- DE PAUW, N. & VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100:153-168. 1983.
- DIAS, L.E. & ARATO, H.D. Vegetação e a biota de solo na recuperação de solos degradados. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 53., VIÇOSA, MG, 2004. Palestras e Mesas Redondas. Viçosa, MG, Sociedade Botânica do Brasil, Universidade Federal de Viçosa, 2004. CD-ROM.
- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A. & CAMPELLO, E.F.C. Dinâmica de matéria orgânica e de nutrientes em solo degradado pela extração de bauxita e cultivado com *Acacia mangium* e *Eucaliptus pellita*. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., Foz do Iguaçu, 1994. Anais. Foz do Iguaçu. p. 145-153. 1994a.
- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. & FARIA, S.M. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte SA, Porto Trombetas-PA. Viçosa, MG, UFV.67p. 2006.

- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. & SILVA, E.M. Leguminosas forestales: Aspectos relacionados com su nutrición y uso em La recuperación de suelos degradados. *Bosque*, 16: 121-127, 1995.
- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H. BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. FERTILIDADE DO SOLO. 1.ed. Viçosa-MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 955-990. 2007.
- DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. & FARIA, S.M. Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte S.A., Porto Trombetas-PA. Viçosa, MG, 90p. 2004a.
- DUDGEON, D. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure in four Hong Kong streams. *Journal of Zoology*, v. 216, p. 609-627, 1988.
- DUNKER, R.E.; HOOKS, C.L.; VANCE, S.L. & DARMODY, R.G. Deep tillage effects on compacted surface-mined land. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59:192-199, 1995.
- ELLIOT, H. A.; LIBERATI, M. R.; HUANG, C. P. Effect of Iron Oxide Removal on Heavy Metal Sorption by Acid Subsoils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 37: 379-89, 1986a.
- ELLIS, B. G. & KNEZEK, B. D. Adsorption Reactions of Micronutrients in Soils. In: DINAUER, R. C. (ed.) *Micronutrients in Agriculture*, SSSA, Madison, 566p.1977.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) Centro Nacional de Pesquisa em Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. Brasília. 1997.
- ESTEVES, Francisco de Assis. *Fundamentos da limnologia*. 2º ed. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda – FINEP. 1998.
- FAUSCH, K. D.; LYONS, J. R.; KARR, J. R. & ANGERMEIER, P. L.. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8:123-144. 1990.
- FAUSCH, K. D.; KARR, J. R. & YANT, P. R. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the North American Fisheries Society*, 113:39- 55. 1984.
- FERNANDEZ, J.Q.P.; MACHADO, M.C.; DIAS, L.E. & RUIZ, H.A. Crescimento de sete espécies leguminosas florestais em colunas de solo compactado. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., Florianópolis, Resumos. Florianópolis, 1994. p.242-243.1994.

- FISHER, R.F. Amelioration of degraded rain Forest soils by plantations of native trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59:544-549, 1995.
- FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C.; ARAYA, E., PARRA, O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua de ríos Del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285, 2003.
- FRANCO, A.A. & BALIEIRO, F.C. The role of biological nitrogen fixation in land reclamation, agroecology and sustainability of tropical agriculture. In: ROCHA-MIRANDA, C.E., ed. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências, 323p.2000.
- FRANCO, A.A. & CAMPELLO, E.F.C. Manejo nutricional integrado na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade dos sistemas produtivos utilizando a fixação biológica de nitrogênio como fonte de nitrogênio. In: AQUINO, A.M. & ASSIS, R.L., Eds. *Processos biológicos no sistema solo-planta. Ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, p. 201-220. 2005.
- FRANCO, A.A. & FARIA, S.M. The contribution of N<sub>2</sub>-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biol. Biochem.*, 29:897-903, 1997.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; FARIA, S.M. & DIAS, L.E. The importance of biological nitrogen fixation on land rehabilitation. In: PEDROSA, F.O.; HUNGRIA, M. & YATES, G., eds. *Nitrogen fixation: From molecules to crop productivity*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p.569-570.2000.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; SILVA, E.M.R. & FARIA, S.M. Revegetação de solos degradados. *Seropédica*, CNPDS, 11p. 1997. (Embrapa-CNPDS-Comunicado Técnico, 9)
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & FARIA, S.M. Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA. Itaguai, Embrapa Agrobiologia, 69p.1996.
- FROUFE, L.C.M. Decomposição de serapilheira e aporte de nutrientes em plantios puros e consorciados de *Eucalyptus grandis* Maidem, *Pseudosamanea guachapele* Dugand e *Acacia mangium* Wild. *Seropédica*, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 73p. 1999. (Tese de Mestrado)
- GISLER, C.V.T. & MEGURO, M. Alguns aspectos do uso da serapilheira como prática de recuperação de áreas mineradas de bauxita. In: CONGRESSO ITALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE MINAS, 2., p.9. 1993.

- GLAGLIANOME, S., BASTOS, C.R.A. Aspectos físicos e químicos da poluição das águas. In: Recuperação da Qualidade das Águas. São Paulo: CTESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 17p., 1988.
- HAERING, K.C. & DANIELS, W.L. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges. In: BARNHISEL, R.I.; DARMODY, R.G. & DANIELS, W.L., eds. Reclamation of drastically disturbed lands. Madison, American Society of Agronomy, p. 615-644. 2000. (Agronomy Monograph Series, 41)
- HAIGH, M.J. Degradation of “reclaimed” lands previously disturbed by coal mining in Wales: Causes and remedies. *Land Degr. Rehab.*, 3: 169-180, 1992.
- HARDOIM, E.L. Taxonomia e ecologia de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) do Pantanal de Poconé – Rio Bento Gomes e vazante Birici, Mato Grosso, Brasil. Tese doutorado, 343 p.: il: figuras e tabelas. UFSCAR, São Carlos, SP. 1997.
- HASLAM, S. M. A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters*, 3:19-34. 1982.
- HAYNES, R.J. & BEARE, M.H. Aggregation and organic matter storage in mesothermal humid soils. In: CARTER, M.R. & STUART, B.A., eds. Structure and organic matter storage in agricultural soils. Boca Raton, Lewis Publishers, p.213-262. 1996.
- IBRAM. Mineração e Meio Ambiente. IBRAM, Belo Horizonte, 59p. 1987.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 40-158, New York: Chapman & Hall. 1993.
- JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S., FRANÇA, E.S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 12: 73-87, 2000.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Flórida, CRC Press. 315p. 1984.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6:21-27. 1981.

- KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J.,. Assessment of Biological Integrity in Running Water: A Method and its Rationale. Special Publication 5. Champaign: Illinois Natural History Survey. 1986.
- KERANS, B. L. & KARR, J. R., 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers in the Tennessee valley. *Ecological Applications*, 4:768-785.
- KING, L. D. Retention of Metals by Several Soils of the Southeastern United States *J. Environ. Qual.* 17(2): 239-46, 1988.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. Oekologie der tierischen Saprobien. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2: 126-152. 1909.
- KUHLMANN, M.L.; BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y., ANAYA, M. Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. p. 237-248. In. MAIA, N.B.; MARTOS, H.L. & BARRELLA, W. (org.) *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*. São Paulo: EDUC, 2001.
- LAGERWERFF, J. V. Lead, Mercury and Cadmium as Environmental Contaminants. In: DINAUER, R. C. (ed.) *Micronutrients in Agriculture*, SSSA, Madison,. p. 593-628. 1977.
- LEKHA, A. & GUPTA, S.R. Decomposition of populus and leucaena leaf litter in a agroforestry system. *Environ. Sci. For.*, 15: 97-108, 1989.
- LEE, J.J., HUNTER, S.H., Bovee, E.C. *An Illustrated Guide to the Protozoa*. Society of Protozoologists, Kansas. 629p. 1984.
- LINDSAY, W. L. Inorganic Phase Equilibria of Micronutrients in Soils. In: DINAUER, R. C. (ed.) *Micronutrients in Agriculture*, SSSA, Madison, p. 41-57. 1977.
- LINDSAY, W.L. *Chemical Equilibria in Soils*. New York, Chichester, Brisbane, Toronto. John Wiley & Sons. Inc. 449p. 1979.
- LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L. E BENDER, E.P. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. – Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 127p. 2002.
- LOUREIRO, L.M. A. *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*. Editora Universa. Universidade Católica de Brasília. 154p. 1997.
- MACEDO, J. A B. *Águas e Águas*. São Paulo: Varela, 505p.2001.

- MALAVOLTA, E. Elementos de Nutrição Mineral de Plantas. Agronômica Ceres, São Paulo, São Paulo.251p. 1980
- MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L. & CAIRNS Jr., J., Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. Water Research, 16:129-139. 1982.
- MAYS, D.A.; SISTANI, K.R. & SOILEAU, J.M. Lime and fertilizer needs for land reclamation. In: BARNHISEL, R.I.; DARMODY, R.G. & DANIELS, W.L., eds. Reclamation of drastically disturbed lands. Madison, American Society of Agronomy, p.217-240. (Agronomy Monograph Series, 41). 2000.
- McBRIDE, M.B. Environmental chemistry of soils. Oxford, Oxford Press University, 1994. 406p.
- MCLELLAN, J. K. & ROCK, C. A. Pretreating Landfill Leachate with Peat to Remove Metals. Water, Air and Soil Pollution, 37: 203-15, 1988.
- MELLO, J.W.V.; DIAS, L.E. & CORRÊA, M.L.T. Drenagem ácida: Avaliação do potencial de ocorrência, mitigação e revegetação de substratos sulfetados. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S. & ALVAREZ V., V.H., Eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.3. p.401-430. 2003.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). An introduction to the aquatic insects of North América. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing. 862 p. 1996.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras, Universidade Federal de Lavras,626p. 2002.
- METCALFE, J. L., Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. Environmental Pollution, 60:101- 139. 1989.
- MOTA, Suetônio. Preservação e recuperação de recursos hídricos. 2 ed. Ver. e atualizada, Rio de Janeiro. ABES, 200p. 1995.
- NAIR, P.K.R.; BURESH, R.J.; MUGENDI, D.N. & LATT, C.R. Nutrient cycling in tropical agroforestry systems: myths and science. In: BUCK, L.E.; LASSONE, J.P. & FERNANDES, E.C.M., eds. Agroforestry in sustainable agricultural systems. Boca Raton, CRC Press, P 1-32. 1999.
- NAIR, P.K.R.; FERNANDES, E.C.M. & WANGUBU, P.N. Multipurpose leguminous trees and shrubs for agroforestry. Pesq. Agropec. Bras., 19:295-313, 1984.

- NASCIMENTO, L.V., VON SPERLING, M. Os padrões brasileiros de qualidade das águas e os critérios para proteção da vida aquática, saúde humana e animal. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental, AIDIS, 26, 1998, Lima. Anais...Lima:, p.1-6. 1998.
- NEVES, J.C.L.; GOMES, J.M. & NOVAIS, F.R. Fertilização mineral de eucalipto. In: BARROS, N.F. & NOVAIS, R.F., Eds. Relação solo-eucalipto. Viçosa, MG, Folha de Viçosa. p.100-126. 1990.
- ODUM, E.P. Ecologia. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.
- PEOPLES, M.B. & CRASWELL, E.T. Biological nitrogen fixation: investments, expectations and actual contributions to agriculture. *Plant*, 141:13-39, 1992.
- PIAGENTINI, P.M.; DIAS, L.E.; CAMPELLO, E.F.C. & RIBEIRO JR., E.S. Crescimento de diferentes espécies arbóreas e arbustivas em depósito de rejeito de beneficiamento de minérios de zinco em Vazante-MG. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS-TRABALHOS VOLUNTÁRIOS. 5.; Belo Horizonte, 2002. Viçosa, MG, Folha de Viçosa, v.1. p.413-415. 2002.
- PRATT, J. M. & COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10:1019-1025. 1976.
- PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K. & HUGHES, R. M. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington, DC: Environmental Protection Agency. 1989.
- PROENÇA, C. N. de O. Metodologia para definição de Parâmetros de qualidade da água visando o enquadramento de corpos d'água em região semi-árida. Universidade Federal da Bahia – UFBA, 2004.
- QUEIROZ, J.F., TRIVINHO-STRIXINO, S., NASCIMENTO, V.M.C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. Comunicado Técnico Embrapa Meio Ambiente. Nº 3. 2000.
- REIS, A.; NAKAZONO, E.M. & MATOS, J.Z. Utilização da sucessão e das interações planta animal na recuperação de áreas florestais degradadas. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., Curitiba,. p.29-36. 1996.
- RESENDE, M., CURI, N., KER, J.C., REZENDE, S.B. Mineralogia de solos Brasileiros: Interpretação e Aplicações. Lavras: Editora UFLA, 2005. 192p.
- ROBINSON, A.R. Sediment. *J.Soil Water Cons.*, v. 26, n.1, p. 61-62, 1971.

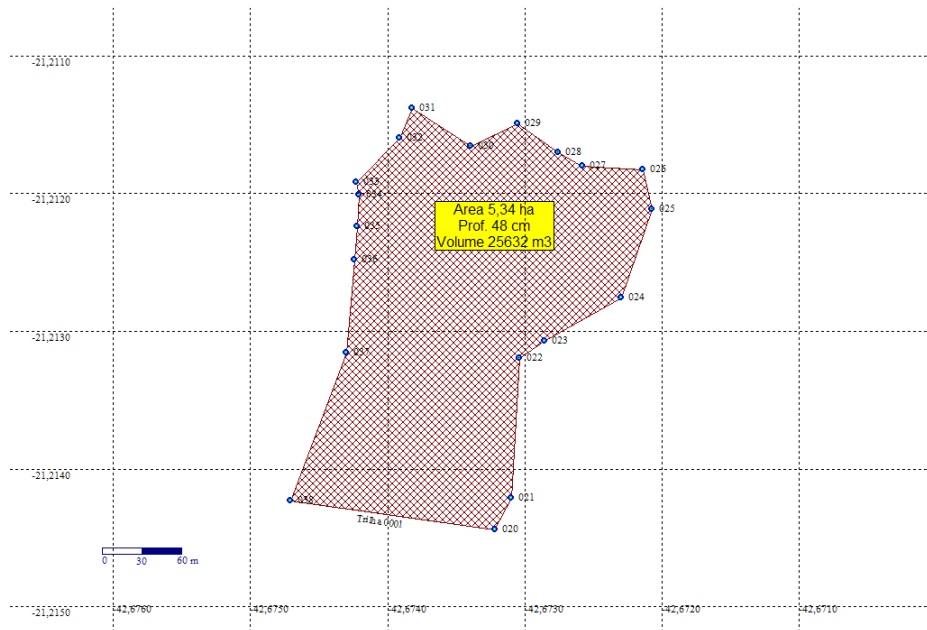
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (ed.). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. 1993.
- ROTH, C.H.; CASTRO FILHO, C. & MEDEIROS, G.B. Análise de fatores físicos e químicos relacionados com a agregação de um Latossolos Roxo distrófico. R. Bras. Ci. Solo, 15:241- 248, 1991.
- SANTOS, G.A.; & CAMARGO, F.A.O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Gênese, 2000. p.27-40
- SCULLION, J. & MOHAMMED, A.R.A. Effects of subsoiling and associated incorporation of fertilizer on soil rehabilitation after opencast mining for coal. J. Agric. Sci., 116:265-273, 1991.
- SEGERSM G. Rotifera. Vol. 2: The Lecanidae (Monogononta). Guides to the identification of the microinvertebrates of the Continental Waters of the world. Coord. Ed. H.J.F. Dumont. SPB Academic Publishing. 1995.
- SILVA, I.F. & MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. R. Bras. Ci. Solo, 21: 113-117, 1997.
- SIQUEIRA, J.O. Avanços em fundamentos e aplicação de micorrizas. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 290p. 1996.
- SOUZA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré- Guaçu River watersheds, São Paulo, Brazil. Revista Brasileira Biologia, vol. 60, n. 4, p. 563-570, nov., 2000.
- SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; & OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J.C.L. Eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.205-274. 2007.
- SOUZA, F.A. & SILVA, E.M.R. Micorrizas arbusculares na revegetação de áreas degradadas. In: SIQUEIRA, J.O., Ed. Avanços em fundamentos e aplicação de micorrizas. Lavras, p. 255-290. 1996.
- STRIXINO, S.T. STRIXINO, G. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de Identificação e Diagnose dos gêneros. São Carlos: PPG-ERN/UFSCAR. 229p. 1995.
- TILMAN, D. The resource-ratio hypothesis of plant succession. Am. Natur., 125:827-852, 1996.

- TOLEDO, L. G. de. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, v.59, n.1, p.181-186, jan./mar, 2002
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, p. 130-137. 1980.
- VON Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA; UFMO, 1996.
- WASHINGTON, H. G., Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18:653-694. 1984.
- WHITFIELD, J. Vital signs. *Nature*, 411 (28): 989-990. 2001.

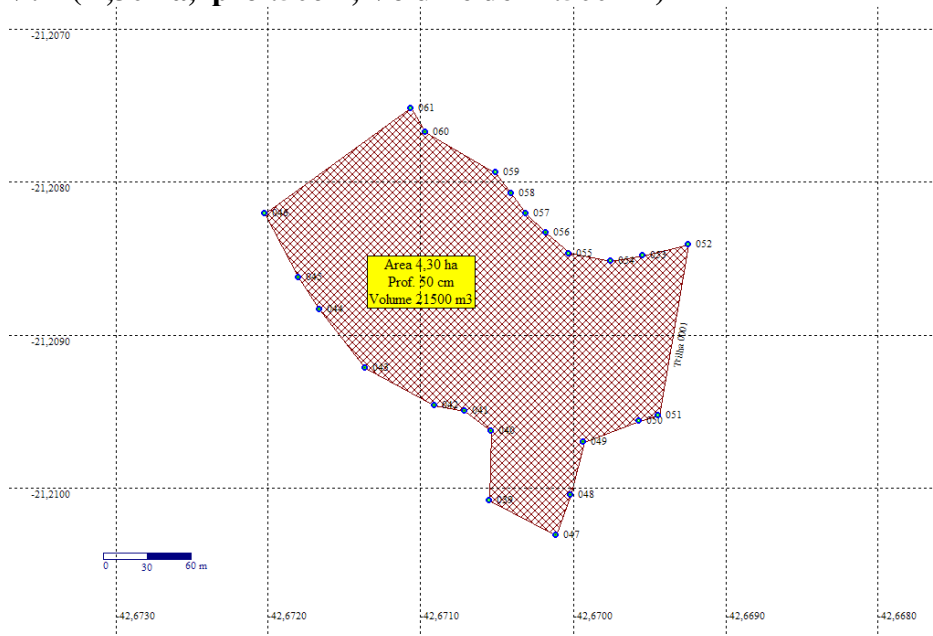
## **ANEXOS**

**ÁREA Nº. 1 ( 5,34 ha, prof.48cm, Volume de 25.632 m<sup>3</sup>)**

OBS: Área imediatamente abaixo da barragem

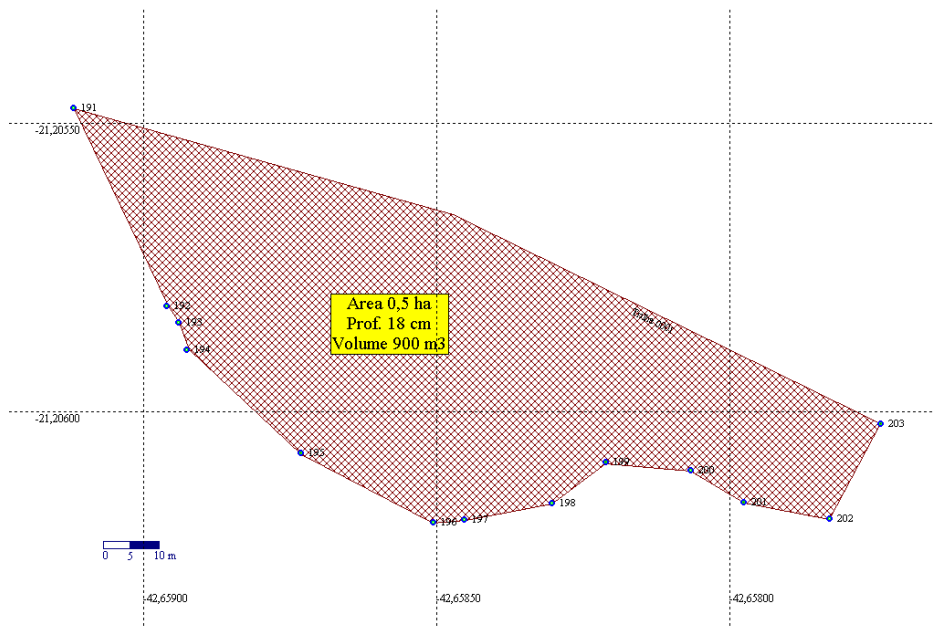


**ÁREA Nº. 2 ( 4,30 ha, prof.50cm, Volume de 21.500 m<sup>3</sup>)**

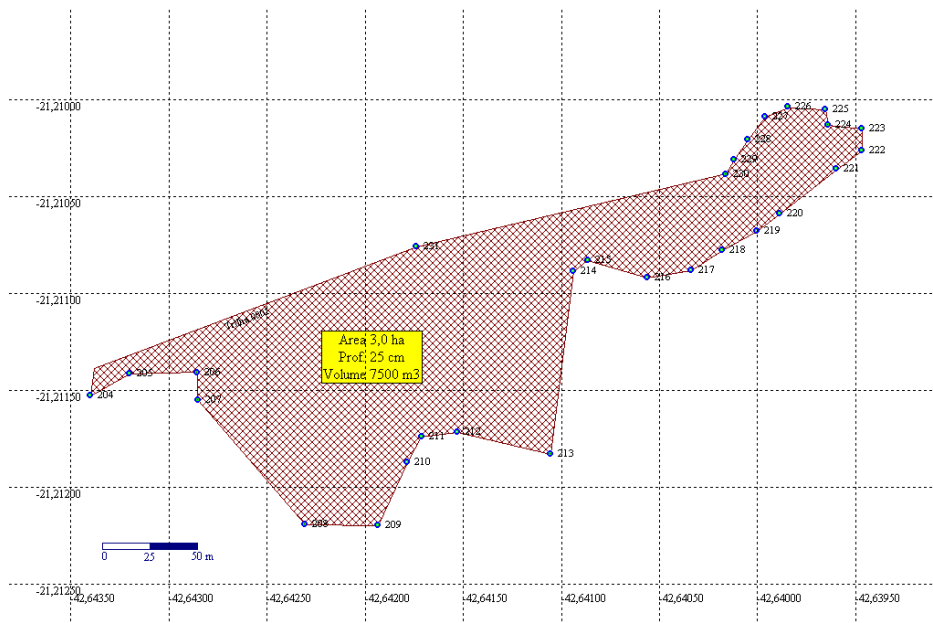




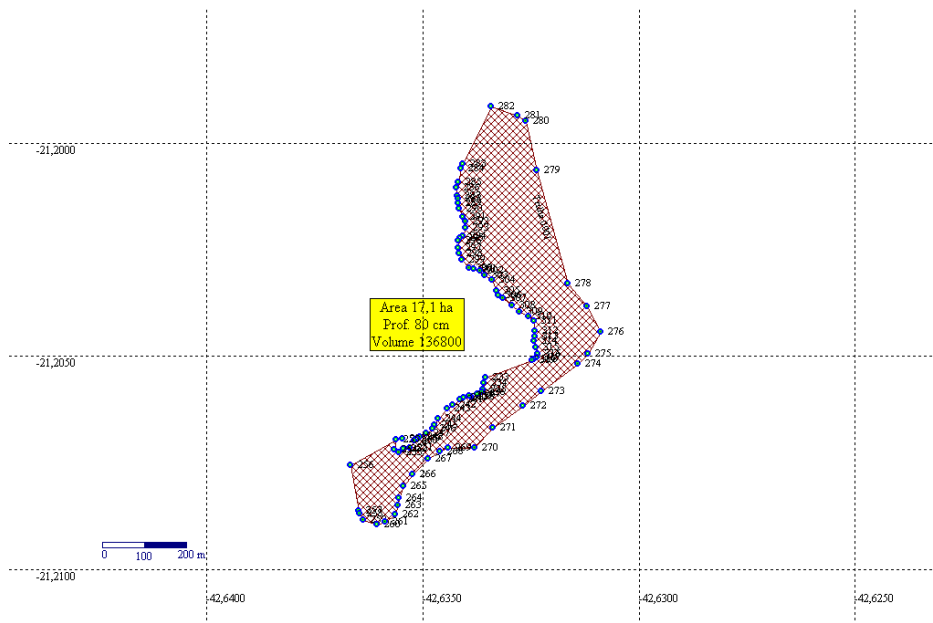
### ÁREA N.º 5 ( 0,5 ha, prof.18cm, Volume de 900 m<sup>3</sup>)



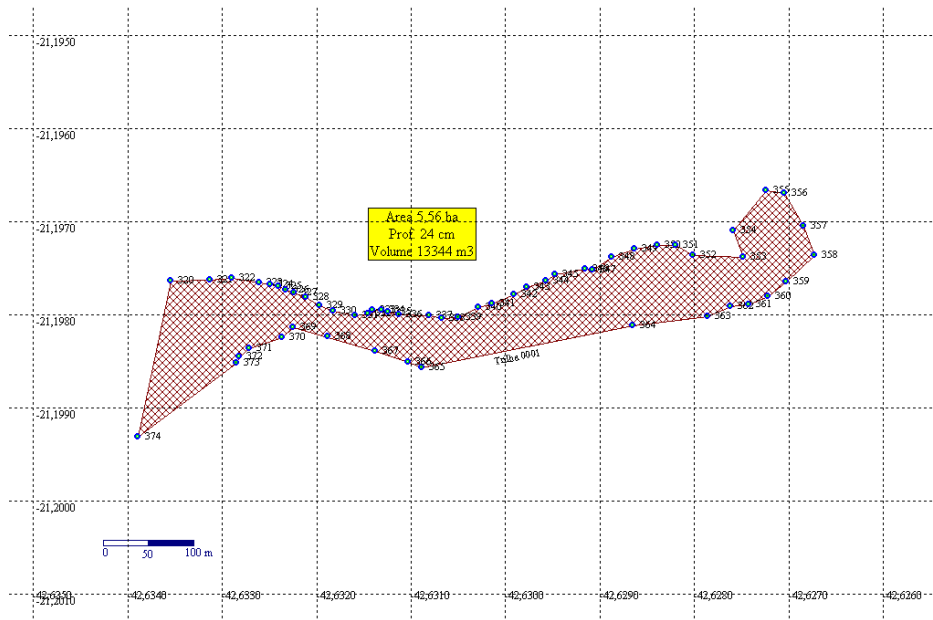
### ÁREA N.º 6 ( 3,0 ha, prof.25cm, Volume de 7.500 m<sup>3</sup>)



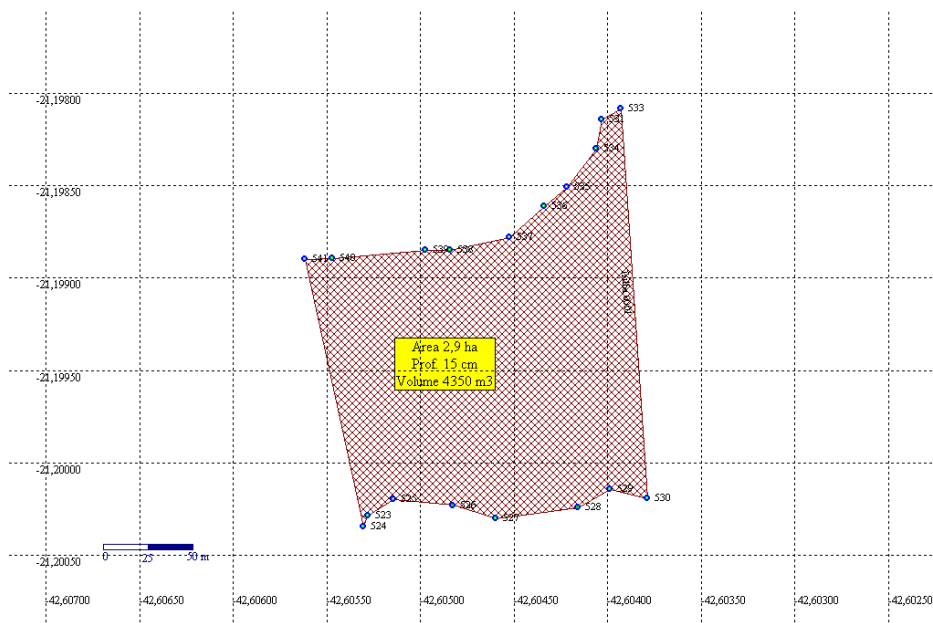
**ÁREA N° 7 ( 17,1 ha, prof.80cm, Volume de 136.800 m<sup>3</sup>)**



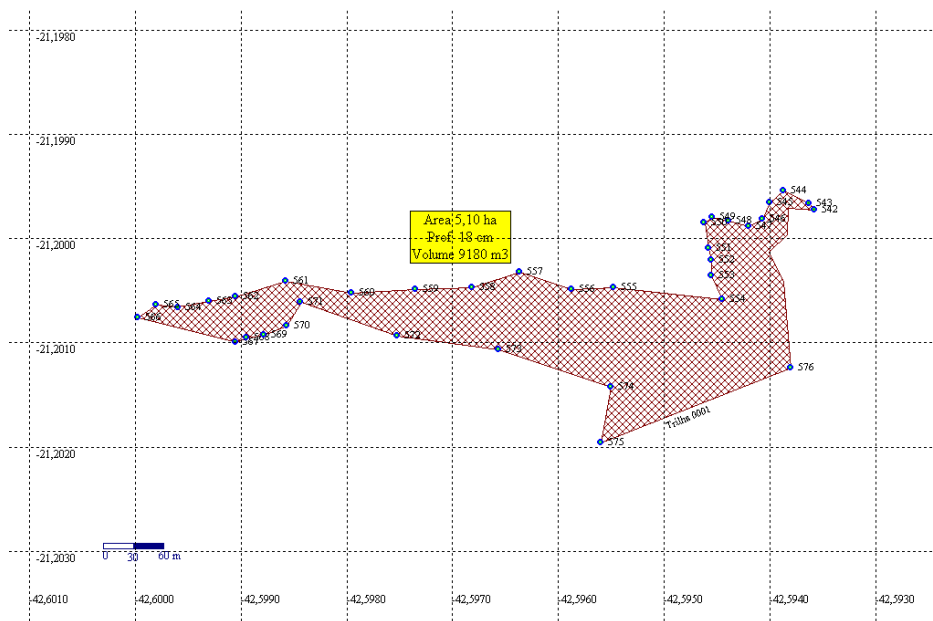
**ÁREA N° 8 ( 5,56 ha, prof.24cm, Volume de 13.344 m<sup>3</sup>)**



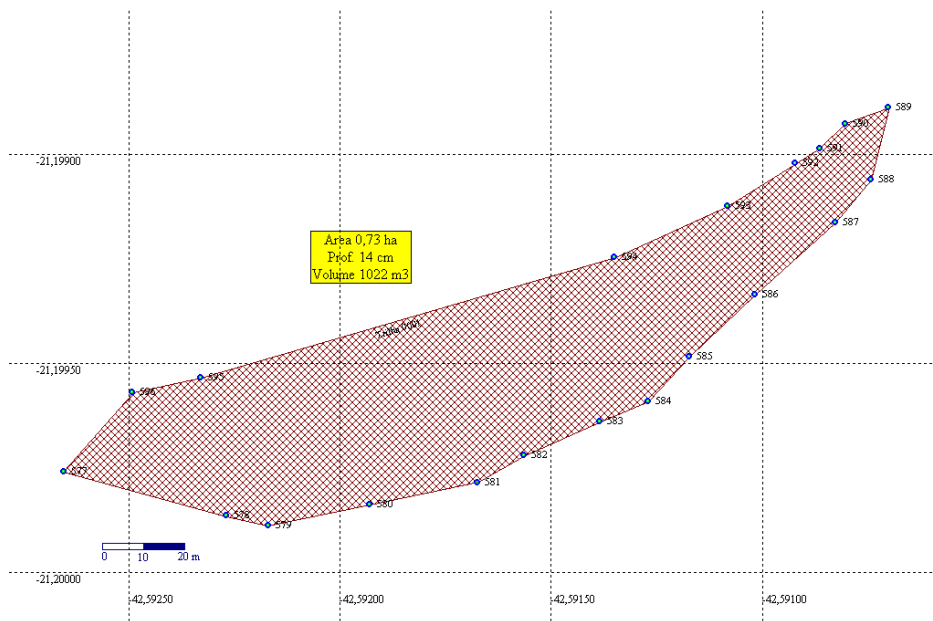
**ÁREA N° 9 ( 2,9 ha, prof.15cm, Volume de 4.350 m<sup>3</sup>)**



**ÁREA N° 10 ( 5,10 ha, prof.18cm, Volume de 9.180 m<sup>3</sup>)**

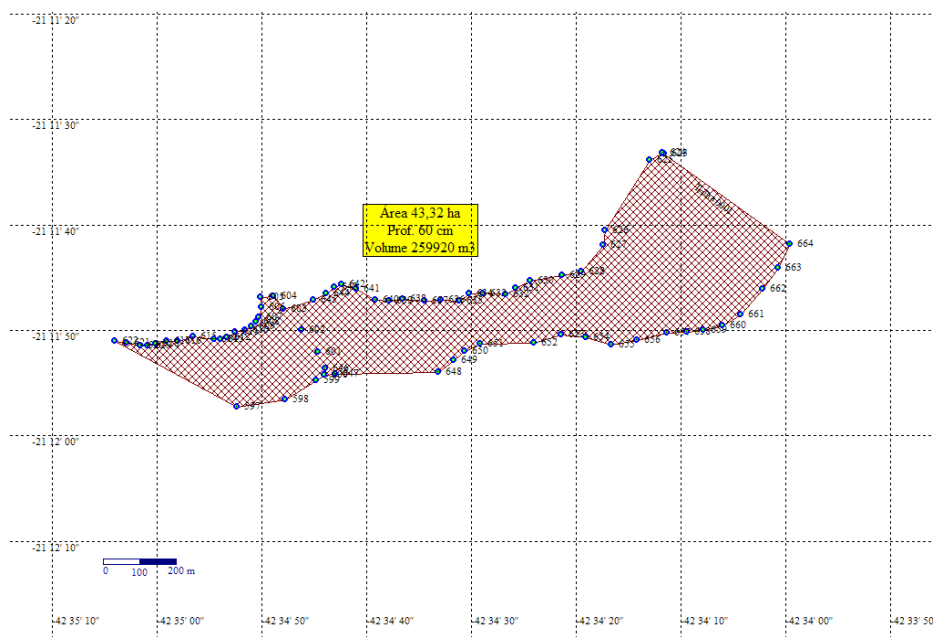


### ÁREA N.º 11 ( 0,73 ha, prof.14cm, Volume de 1.022 m<sup>3</sup>)



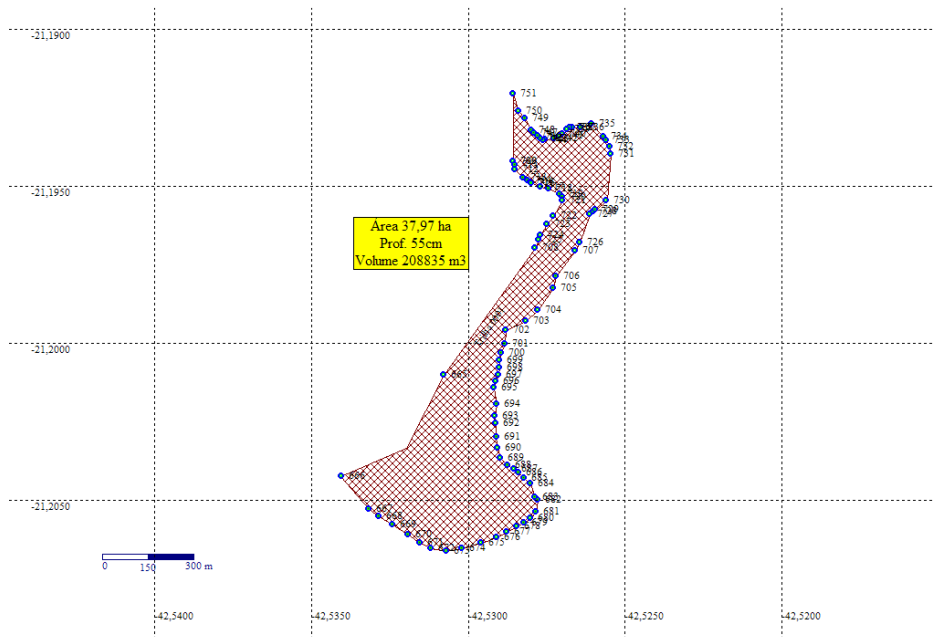
### ÁREA N.º 12 ( 43,32 ha, prof.60cm, Volume de 259.920 m<sup>3</sup>)

OBS: Área compreendida entre a junção do Rio Fubá com Muriaé, até Usina Pereira

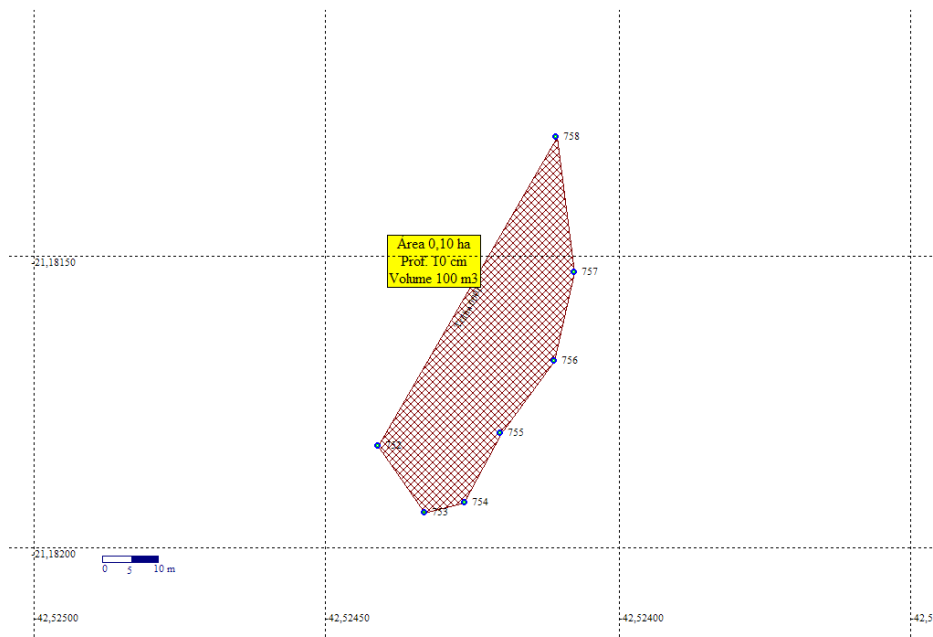


**ÁREA Nº. 13 ( 37,97 ha, prof.55cm, Volume de 208.835 m<sup>3</sup>)**

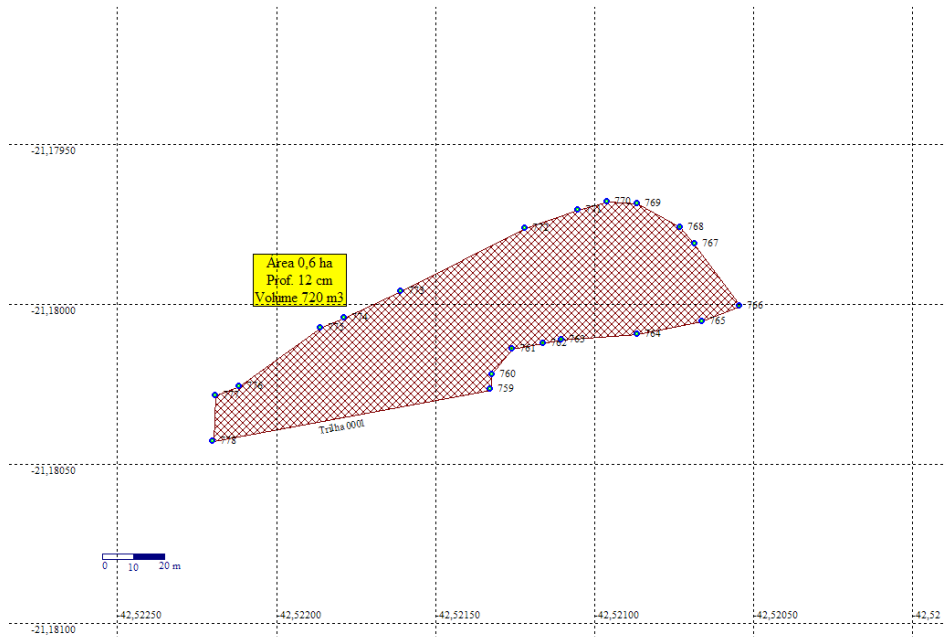
OBS: Área abaixo da Usina Pereira sentido Mirai - Muriaé



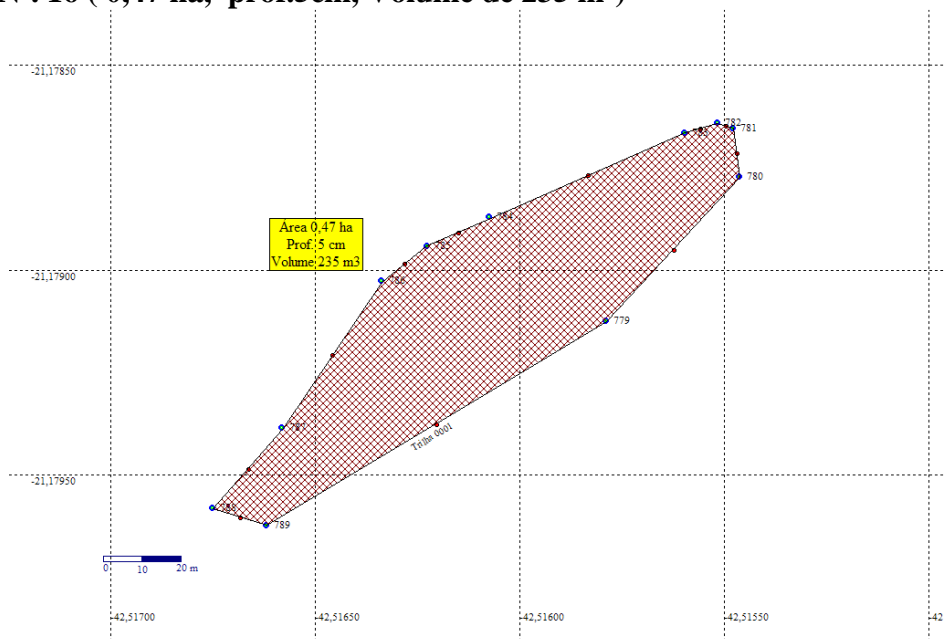
**ÁREA Nº. 14 ( 0,10 ha, prof.10cm, Volume de 100 m<sup>3</sup>)**



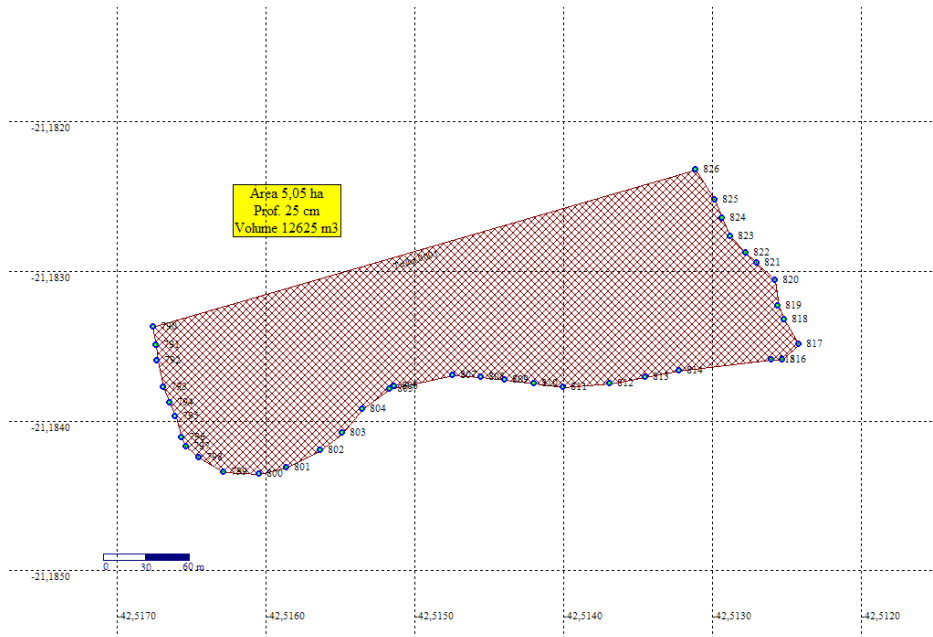
**ÁREA Nº. 15 ( 0,6 ha, prof.12cm, Volume de 720 m<sup>3</sup>)**



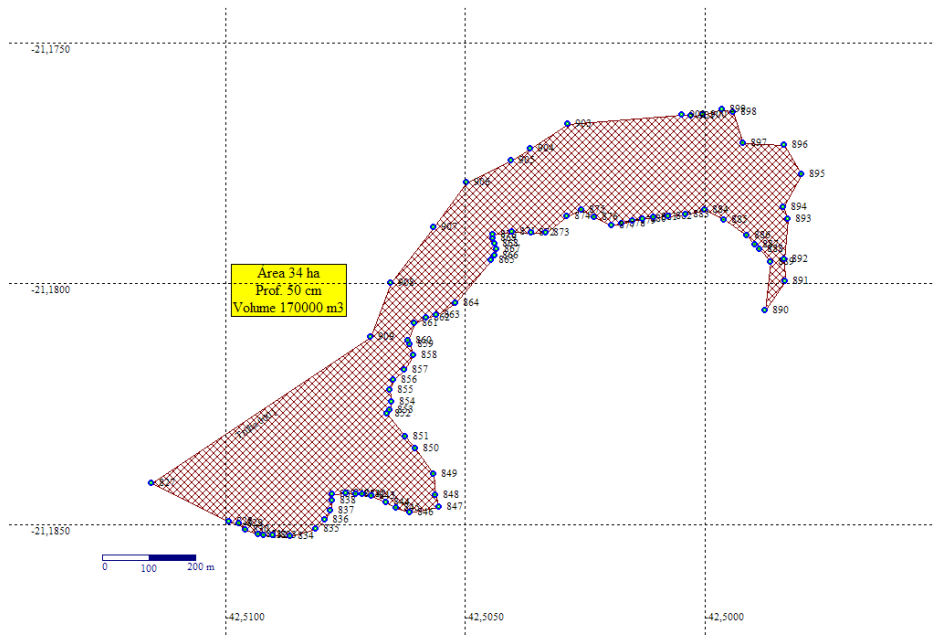
**ÁREA Nº. 16 ( 0,47 ha, prof.5cm, Volume de 235 m<sup>3</sup>)**



**ÁREA N°. 17 ( 5,05 ha, prof.25cm, Volume de 12.625 m<sup>3</sup>)**

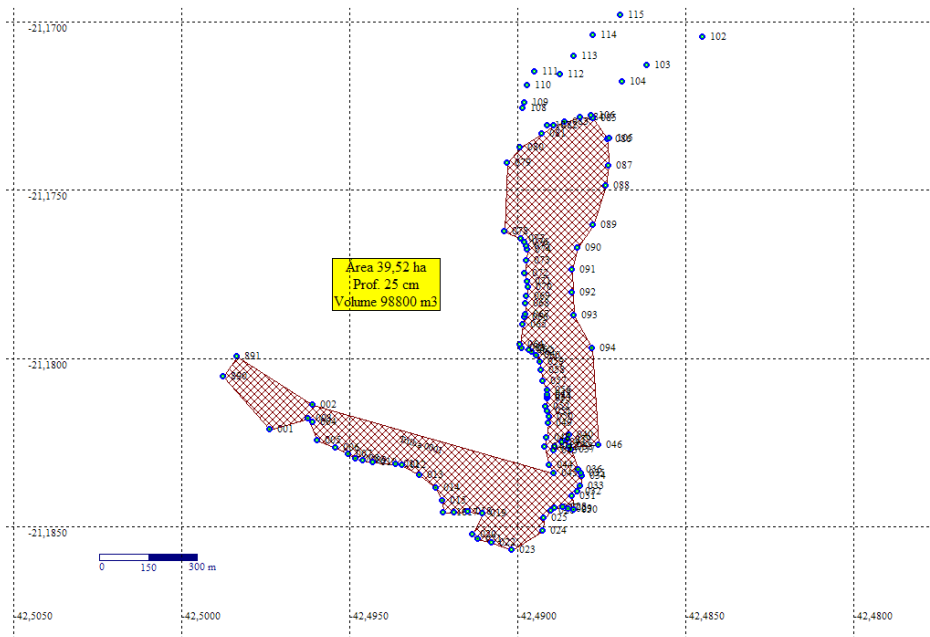


**ÁREA N°. 18 ( 34 ha, prof.50cm, Volume de 170.000 m<sup>3</sup>)**



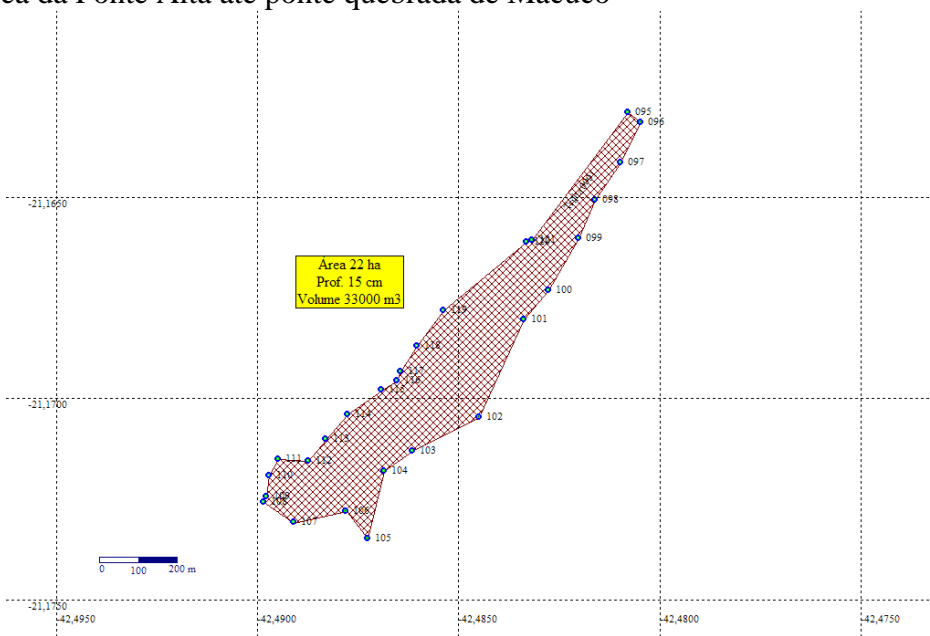
**ÁREA Nº. 19 ( 39,52 ha, prof.25cm, Volume de 98.800 m<sup>3</sup>)**

OBS: Área da Fazenda Botafogo até Ponte Alta

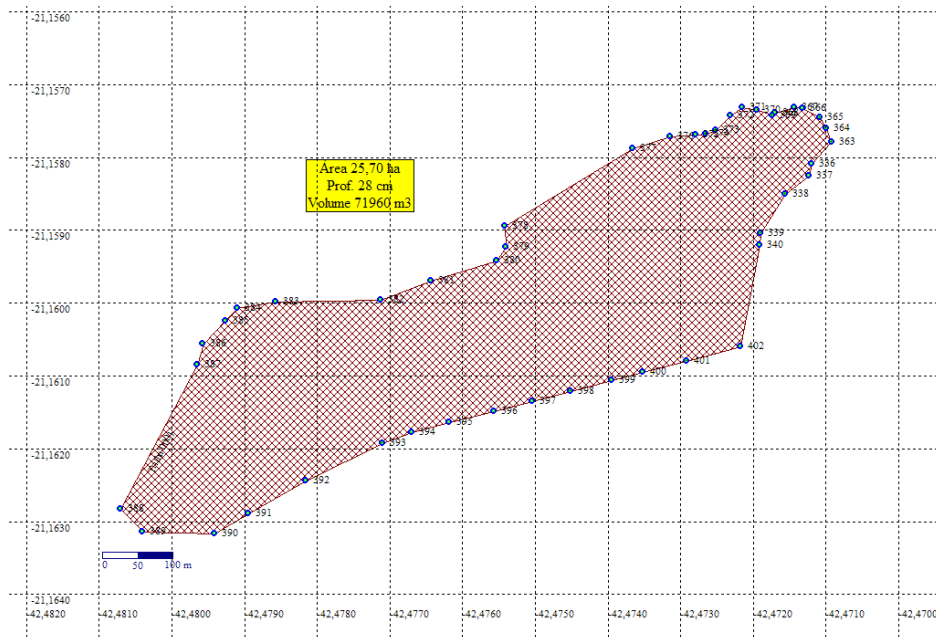


**ÁREA Nº. 20 ( 22 ha, prof.15cm, Volume de 33.000 m<sup>3</sup>)**

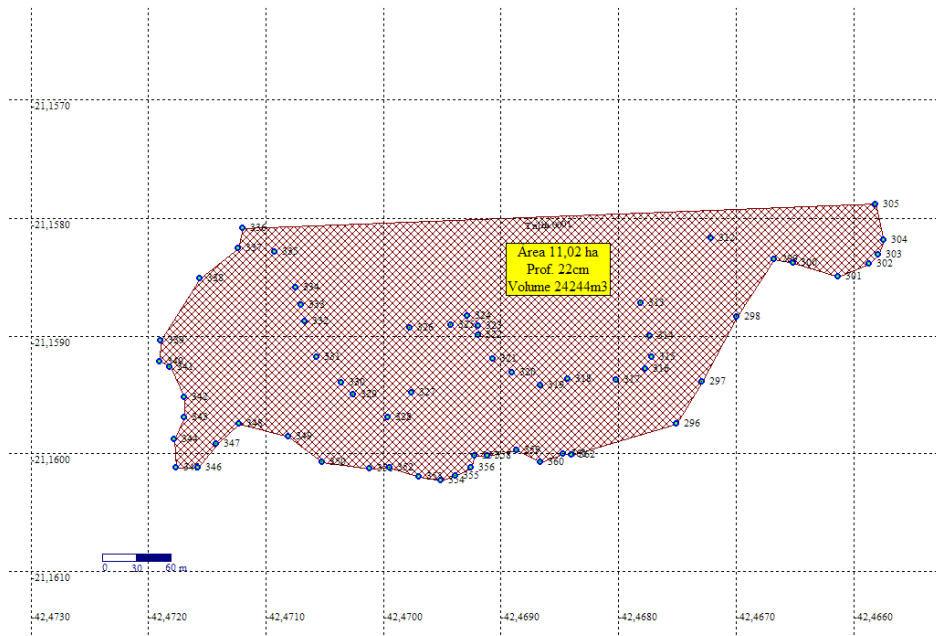
OBS: Área da Ponte Alta até ponte quebrada de Macuco



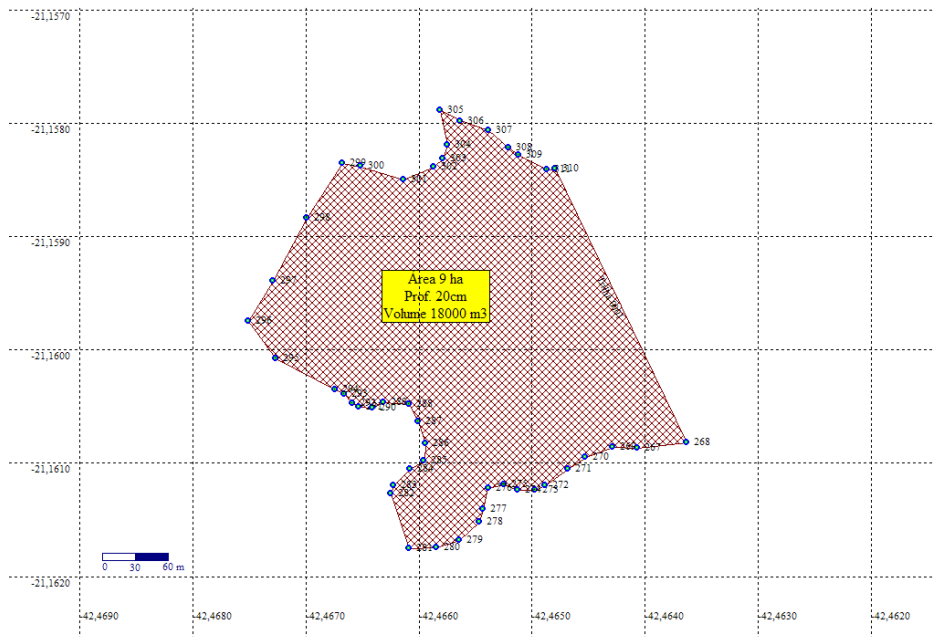
**ÁREA N°. 21 ( 25,70 ha, prof.28cm, Volume de 71.960 m<sup>3</sup>)**



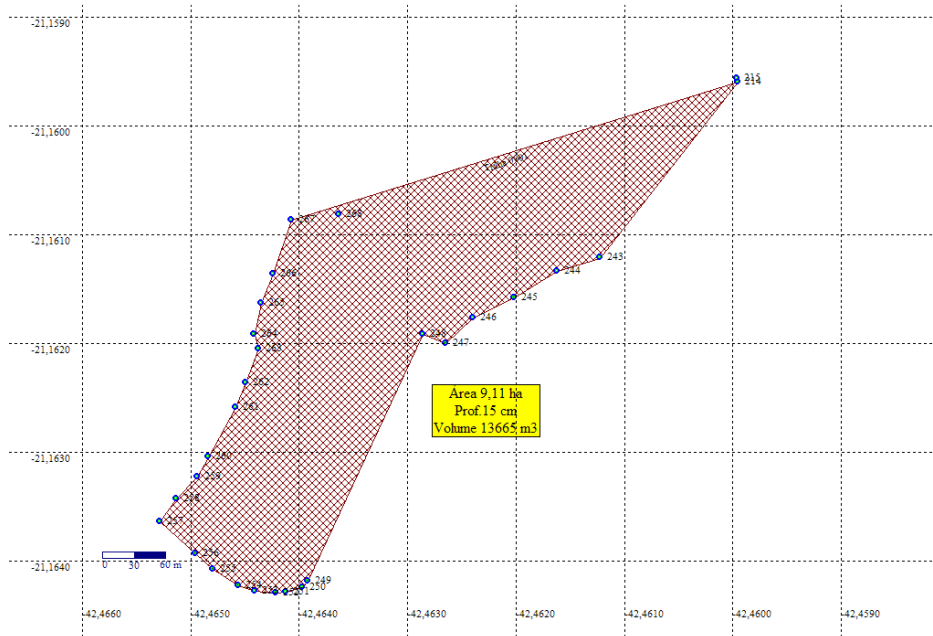
**ÁREA N°. 22 ( 11,02 ha, prof.22cm, Volume de 24.244 m<sup>3</sup>)**



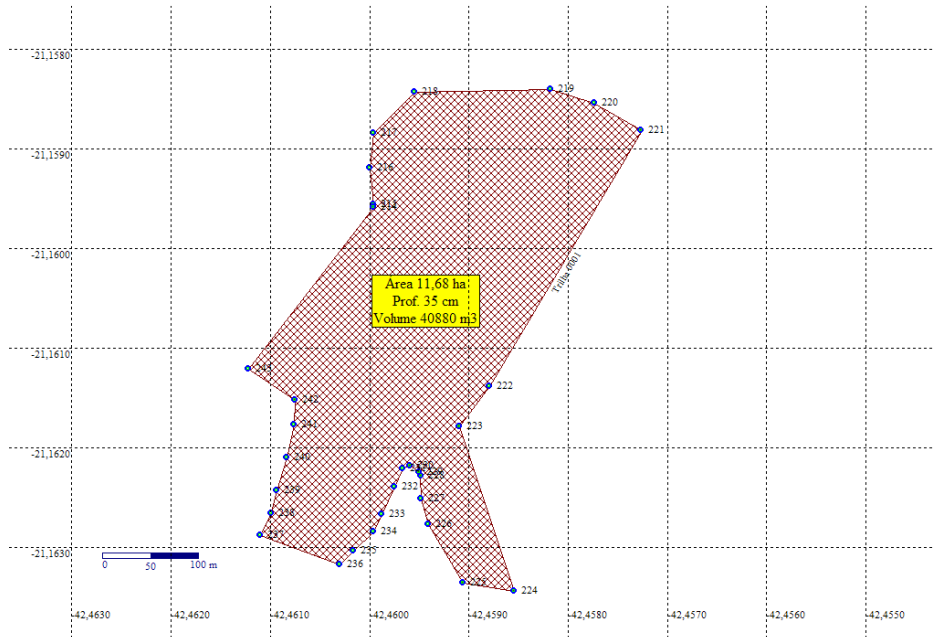
**ÁREA N°. 23 ( 9 ha, prof.20cm, Volume de 18.000 m<sup>3</sup>)**



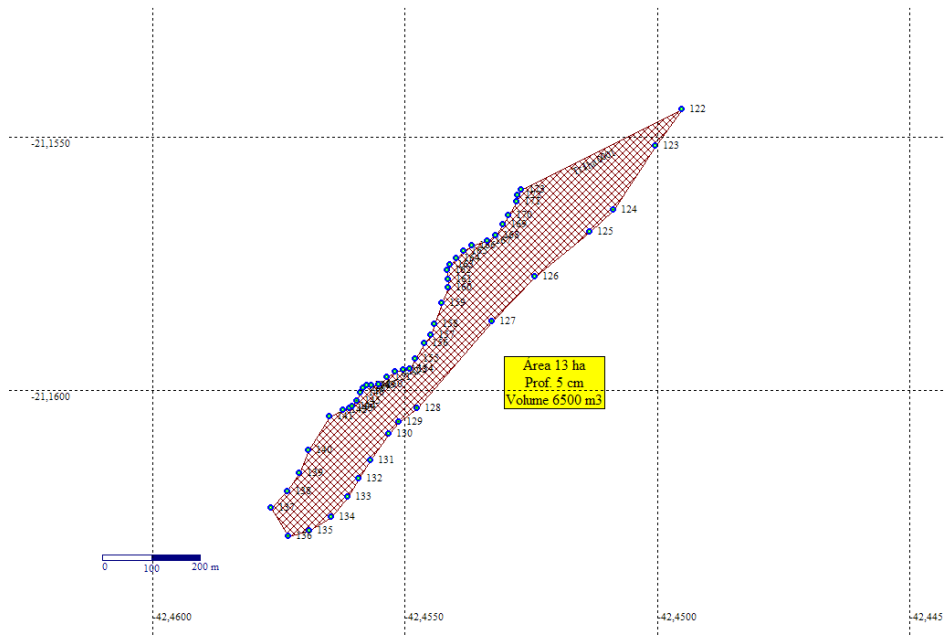
**ÁREA N°. 24 ( 9,11 ha, prof.15cm, Volume de 13.665 m<sup>3</sup>)**



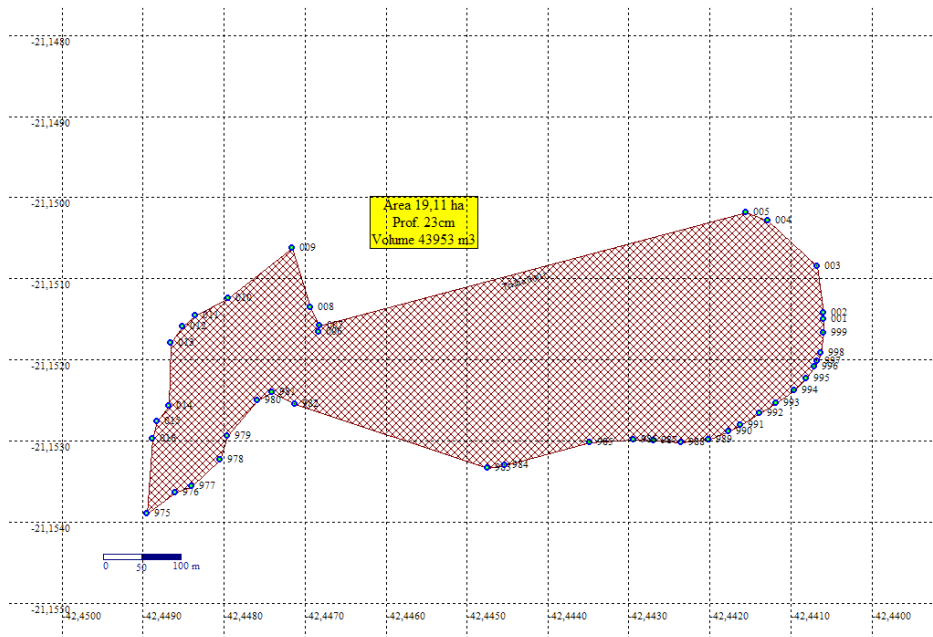
**ÁREA N°. 25 ( 11,68 ha, prof.35cm, Volume de 40.880 m<sup>3</sup>)**



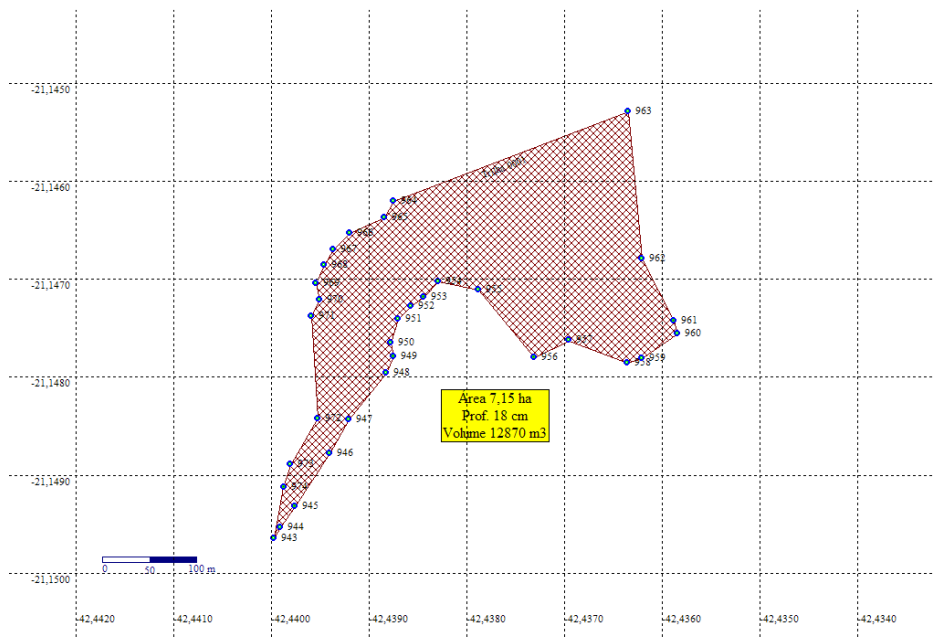
**ÁREA N°. 26 ( 13 ha, prof.5cm, Volume de 6.500 m<sup>3</sup>)**



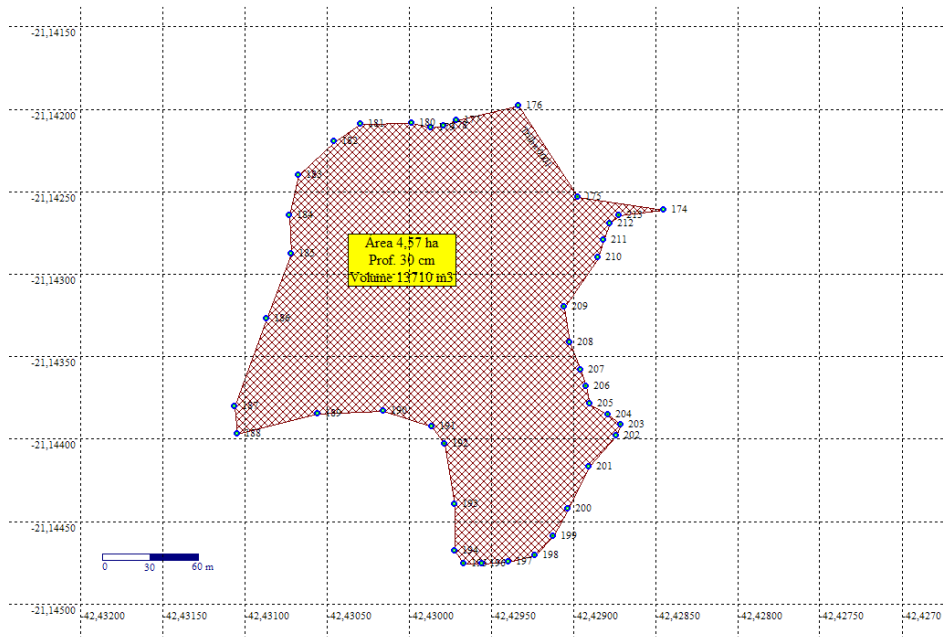
**ÁREA N°. 27 ( 19,11 ha, prof.23cm, Volume de 43.953 m<sup>3</sup>)**



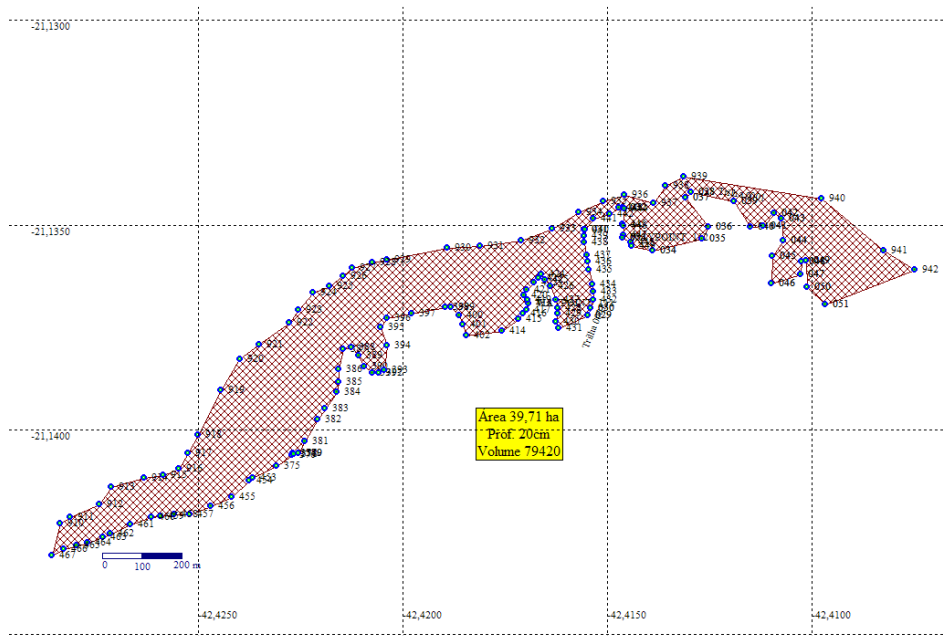
**ÁREA N°. 28 ( 7,15 ha, prof.18cm, Volume de 12.870 m<sup>3</sup>)**



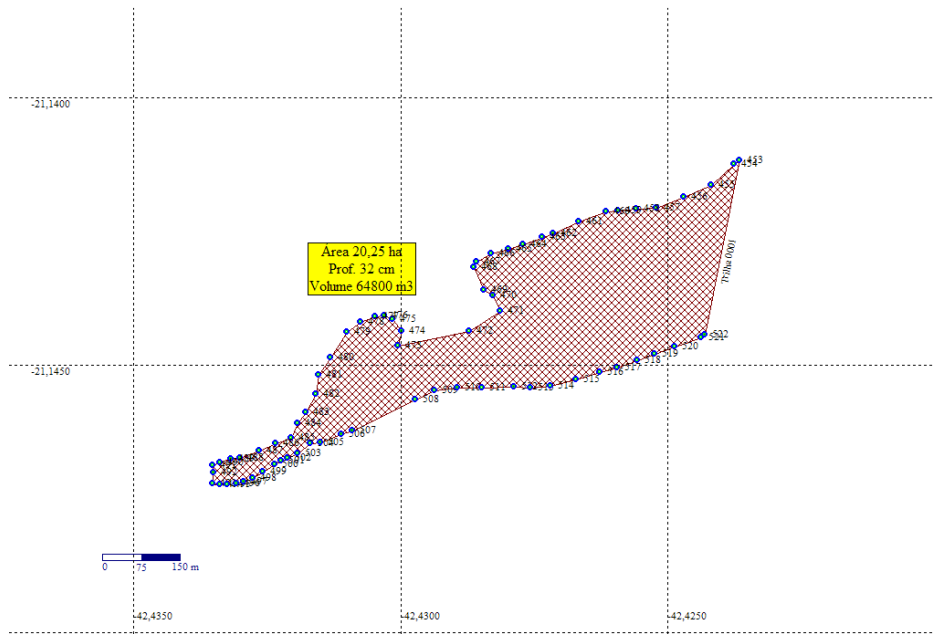
**ÁREA N°. 29 ( 4,57 ha, prof.30cm, Volume de 13.710 m<sup>3</sup>)**



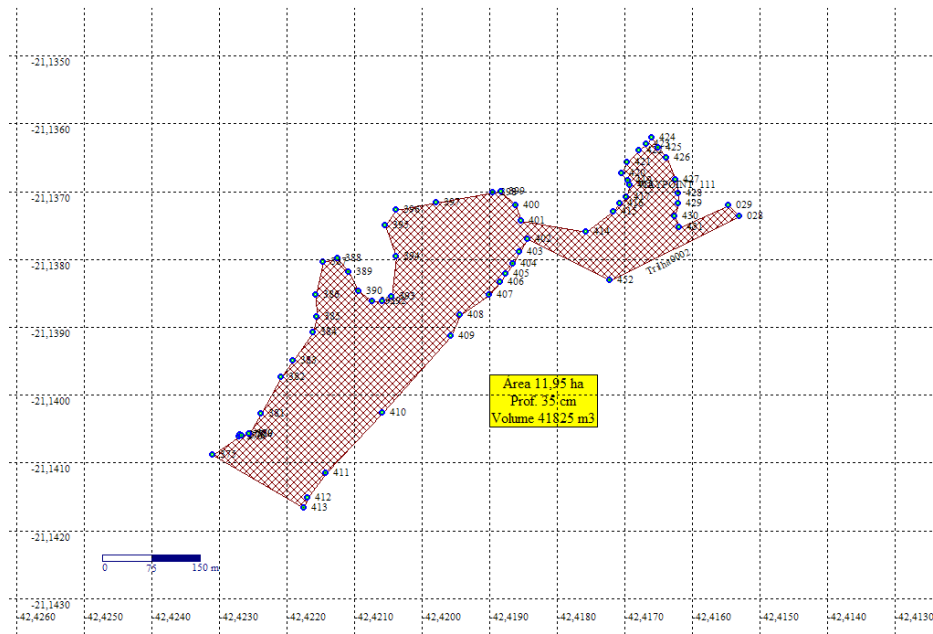
**ÁREA N°. 30 ( 39,71 ha, prof.20cm, Volume de 79.420 m<sup>3</sup>)**



**ÁREA N°. 31 ( 20,25 ha, prof.32cm, Volume de 64.800 m<sup>3</sup>)**



**ÁREA N°. 32 ( 11,95 ha, prof.35cm, Volume de 41.825 m<sup>3</sup>)**



**ÁREA N°. 33 ( 12,02 ha, prof.37cm, Volume de 44.474 m<sup>3</sup>)**

