

Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO HERBÁCEO-ARBUSTIVA DOS
SOLOS CONSTRUÍDOS EM ÁREAS MINERADAS DE CARVÃO
A CÉU ABERTO E A RELAÇÃO DE *Axonopus obtusifolius*
(Raddi) Chase COM Mn E Pb

Samuel Costa

Orientador:
Prof. Dr. Jairo José Zocche

Criciúma, SC
2007

ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO HERBÁCEO-ARBUSTIVA DOS
SOLOS CONSTRUÍDOS EM ÁREAS MINERADAS DE CARVÃO
A CÉU ABERTO E A RELAÇÃO DE *Axonopus obtusifolius*
(Raddi) Chase COM Mn E Pb

Samuel Costa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração:
Ecologia e Gestão de Ambientes Alterados

Orientador:
Prof. Dr. Jairo José Zocche

Criciúma, SC
2007

A minha mãe, Maria Eunice Clemes Costa, pelo apoio incondicional na busca dos meus objetivos.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jairo José Zocche, pela orientação e oportunidade dada a mim para a realização deste trabalho e, sobretudo pela amizade e os quatro anos de convivência em que tive chance de aprender e adquirir experiência.

Aos meus pais pelo apoio e confiança a mim confiado e por terem acreditado sempre nos meus ideais.

Ao Prof. Dr. Daniel de Barcelos Falkenberg, Prof^a. Dr^a. Ilsi Lob Boldrini e a Prof MSc. Rafael Trevisan, pelo auxílio na identificação e/ou confirmação das entidades taxonômicas.

Aos meus grandes amigos, Bióloga Rosabel Bertolin Daniel, Bióloga Cristiane Krug e aos acadêmicos de Curso de Ciência Biológicas Danon Clemes Cardoso e Maykon Passos Cristiano, por não terem medido esforços para me auxiliar nos trabalhos de campo.

Aos meus colegas do Laboratório de Ecologia de Paisagem, Polli, Simoni, Fram, Alex e Michele pela companhia e os momentos de descontração que me proporcionaram.

As Empresas Rio Deserto Ltda., pela liberação da área, em especial ao Eng. André Smanioto por toda atenção e assessoria prestada para o desenvolvimento do presente estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo analisar a estrutura da vegetação que se estabelece sobre os solos construídos em área de carvão minerada a céu aberto recuperada, assim como o conteúdo de manganês e chumbo no solo e em *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase (Poaceae) que cresce sobre as referidas áreas, visando sua utilização econômica e ambiental. A área de estudo localiza-se no município de Siderópolis, SC, (S 28°35'52" e W 49°25'28"), na mina do trevo, em áreas de mineração recuperadas. Selecionaram-se duas áreas com diferentes tempos de recuperação, a área 4 recuperada a partir de 2002 e a área 6 recuperada a partir de meados de 2003. Analisou-se o conteúdo disponível de Mn e Pb no solo e total em *A. obtusifolius*, coletando-se em cada área junto as unidades amostrais da fitossociologia amostras da planta estudada e de solo (0 a 0,20 m). Determinou-se o conteúdo total de Mn e Pb na planta e disponível no solo por meio de extração total a quente e a frio com HNO₃ supra-puro e 0,1 N, respectivamente. Efetuaram-se as leituras em espectrofotômetro de absorção atômica, com uso de forno de grafite. Compararam-se os valores médios de Mn e Pb com as médias mundiais propostas pela literatura. Submeteram-se os dados a análises estatísticas por meio do teste "t" e Coeficiente de Correlação de Sperman (r_s) ao nível de $P < 0,05$. Realizaram-se os levantamentos florístico e fitossociológico no período de maio a novembro de 2005, pelo método de caminamento expedito e de pontos, respectivamente. Em as ambas áreas estabeleceu-se uma transecção de 100 m no seu eixo de maior comprimento, onde a intervalos regulares de 10 m lançaram-se, perpendicularmente, transectos de 25 m, alternando à direita e à esquerda. Avaliou-se a suficiência amostral por meio da curva do coletor. Para o estudo fitossociológico adotaram-se as bases propostas pela Escola de Zurich-Montepellier com as novas abordagens sugeridas por Mueller-Dombois e Ellenberg, empregando-se técnicas multivariadas de ordenação e classificação de dados, com o auxílio do Software MULVA5L. Avaliou-se o processo de recuperação por meio de indicadores quantitativos (disponibilidade de Mn e Pb no solo e concentração na planta e análise da riqueza específica de cada área) e qualitativos (presença de minhocas, de formigas, de galhas e de herbivoria). Os íons disponíveis de Mn e Pb no solo e total na planta encontram-se dentro dos limites de normalidade em ambas as áreas. Detectou-se concentração média de Mn mais elevada nas raízes da área não minerada (185,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$), seguida da área 4 (176,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e da área 6 (144,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Nas folhas verificou-se concentração média mais elevada (260,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$) na área 4, seguida pelas áreas 6 (237,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e não-minerada (187,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$), evidenciando-se diferença estatisticamente significativa apenas entre os valores médios de Mn nas raízes e folhas da área não-minerada em relação a área 6. No levantamento florístico registraram-se 160 entidades taxonômicas pertencentes a 84 gêneros e 32 famílias. A análise multivariada aplicada à estrutura comunitária permitiu a identificação na área 4 de três unidades de vegetação condicionadas pela disponibilidade de Mn e umidade no solo: "*Desmodium adscendens-Andropogon bicornis*" sobre solos bem drenados e com teores médios Mn, "*Kyllinga brevifolia-Rhynchospora barrosiana*" em área de transição entre solos bem drenados e mal drenados e com teores elevados de Mn e "*Cyperus virens-Panicum aquaticum*" sobre solos mal drenados e com baixos teores de Mn. Na área 6 identificaram-se três unidades de vegetação influenciadas principalmente pela disponibilidade de Mn no solo: "*Paspalum pumilum-Panicum sabulorum*", "*Axonopus obtusifolius-Andropogon bicornis*" e "*Axonopus* espécie nova 2-*Andropogon leucostachyus*", localizadas em solos com teores baixo, alto e médio de Mn, respectivamente. A riqueza específica mais elevada verificada na área

recuperada há mais tempo, assim como a presença de formigas, minhocas e o aumento no número de relação interespecíficas, evidenciam a evolução da complexidade da comunidade na referida área, atestando a eficiência e sustentabilidade do processo de recuperação.

ABSTRACT

The present study aimed at analyzing the structure of vegetation that establishes on the soils built in reclaimed open pit coal mining area, as well as the content of Manganese (Mn) and Lead (Pb) in the soil and in *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase (Poaceae) that grows over such mining areas, concerning its economical and environmental use. The study area comprises reclaimed coal mining areas located in the city of Siderópolis, SC (S 28°35'52" and W 49°25'28"), in a mine called Mina do Trevo. Two areas of different reclamation ages were selected, area number 4, an old coal pit reclaimed after 2002 and area number 6, whose reclamation started in 2003. The contents of Mn and Pb available in the soil and *A. obtusifolius* total were analyzed by collecting in each area of the phytosociology samples of the study plant and of soil (0 to 0,20m). The total amount of Mn and Pb in the plant and available in the soil was obtained with cold HNO₃ (0,1N) and hot digestion with HNO₃ suprapur, respectively. Readings were carried out by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry (GFAAS). The average values of Mn and Pb were compared to the average rates proposed in the literature world wide. The data were submitted to statistical analysis by means of the t-test and the Sperman Correlation Coefficient at level $P < 0,05$. The floristic and phytosociological surveys were performed in the period between May to November 2005 through the casual walking and point methods respectively. In both areas a 100m transection was established in the long axis, where 25m transects were tossed perpendicularly at regular intervals of 10m alternating to the right and to the left. The sampling sufficiency was evaluated by means of the curve of the collector. The phytosociological study was carried out adopting the basis proposed by Zurich-Montepellier School with the new approach suggested by Muller-Dombois and Ellenberg, and applying the multivariate analysis techniques of ordination and data classification with aid of the MULVAL5L software. The recovering process was evaluated according to quantitative indexes (availability of Mn and Pb in the soil and concentration in the plant and analysis of specific richness of each area) and qualitative indexes (presence of earthworms, ants, galls and herbivory). The Mn and Pb ions available in the soil and total in the plant are below the regular level in both areas. Higher average concentration of Mn was found in the roots of non-mining area (185, 1 $\mu\text{g.g}^{-1}$), followed by area 4 (176,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$) and area 6 (144,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$). The average concentration was higher in the leaves of area 4 (260,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$), followed by area 6 (237,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$) and non-mining (187,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$), however, a statistically significant difference was prominent only between the average values of Mn in the roots and leaves of non-mining area in relation to area 6. The floristic survey registered 160 taxonomic entities pertaining to 84 genera and 32 families. The multivariate analysis applied to the community structure enabled to identify three vegetation units influenced by the availability of Mn and soil humidity in area 4, which are: "*Desmodium adscendens-Andropogon bicornis*" over well-drained soils and with medium Mn rates; "*Kyllinga brevifolia-Rhynchospora barrosiana*" in transition area between well-drained and poorly drained soils and with high Mn rates; and "*Cyperus virens-Panicum aquaticum*" over poorly drained soils and with low Mn rates. In area 6, three vegetation units influenced by the Mn availability in the soil were identified, which are: "*Paspalum pumilum-Panicum sabulorum*", "*Axonopus obtusifolius-Andropogon bicornis*" and "*Axonopus new species 2-Andropogon leucostachyus*" located in soils with low, high and medium Mn rates, respectively. The higher specific richness observed in the oldest reclaimed area, together with the presence of ants, earthworms and the increase in the number of interspecific relations show an evolution in the complexity of the community in the area and confirm the efficiency and sustainability of the reclamation process.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE APÊNDICES.....	xii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xiii
 1 INTRODUÇÃO.....	 1
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	9
2.1 Localização e descrição e da região de estudo.....	9
2.1.1 Clima.....	9
2.1.2 Geologia.....	11
2.1.3 Geomorfologia.....	12
2.1.4 Solo.....	12
2.1.5 Vegetação.....	13
2.2 Localização e descrição da área de estudo.....	14
3.2.1 Área 4.....	16
3.2.2 Área 6.....	17
3.2.3 Área não-minerada.....	19
2.3 Espécie e metais pesados estudados.....	19
2.4 Metodologia.....	20
2.4.1 Coleta, preparo e análise do conteúdo de manganês e chumbo no solo e em <i>A. obtusifolius</i>	20
2.4.2. Análise de fertilidade do solo.....	21
2.4.3 Análise estatística dos dados.....	22
2.4.5 Florística e Fitossociologia.....	22
2.4.6 Avaliação do processo de recuperação das áreas 4 e 6.....	29
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
3.1 Análise da fertilidade do solo.....	30
3.2 Disponibilidade de Mn e Pb no solo.....	40
3.3 Concentração de Manganês e Chumbo em <i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase.....	43
3.4 Composição florística e estrutura vegetacional.....	52
3.4.1 Florística.....	52
3.4.2 Suficiência amostral.....	60
3.4.3 Estrutura vegetacional.....	62
3.4.3.1 Estrutura vegetacional da área 4.....	63
3.4.3.2 Estrutura vegetacional da área 6.....	78
3.5 Considerações sobre processo de recuperação.....	88
4 CONCLUSÕES.....	95
5 REFERÊNCIAS.....	97
6 APÊNDICES.....	115

LISTA DE FIGURAS

1 – Localização geográfica do município de Siderópolis – SC (S 28° 35' e W 49° 25'), com destaque a área da Mina do trevo.....	10
2 – Detalhe esquemático do processo de recuperação com o preenchimento das cavas por rejeitos carboníferos, cobertura deste com estéreis, recobrimento com argila e plantio de espécies herbáceas, na Mina do Trevo, Siderópolis (SC). Fonte: Smanioto, 2004.....	15
3 – Vista geral da cobertura vegetal da área 4 com destaque a altura dos dois estratos vegetais presentes, Mina do Trevo, Siderópolis (SC). Fonte: Smanioto (2004).....	17
4 – Vista geral da cobertura vegetal da área 6 com destaque ao estrato rasteiro logo após o plantio das gramíneas, Mina do Trevo, Siderópolis (SC) em 2003. Fonte: Smanioto (2004).....	18
5 – Vista geral da cobertura vegetal em 23/11/2005 da área 6 com destaque à altura dos dois estratos vegetais presente, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).....	18
6 – Vista geral da cobertura vegetal da área controle, São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	19
7 – Croqui da disposição das unidades amostrais do levantamento fitossociológico, realizado nas áreas mineradas a céu aberto recuperadas, na Mina do Trevo, Siderópolis (SC).....	24
8 – Vista geral do transecto traçado na área 6 para a realização do levantamento fitossociológico, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).....	25
9 – Vista geral da disposição das unidades amostrais utilizadas no levantamento fitossociológico da área 6, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).....	25
10 – Vista geral da unidade amostral utilizada para a realização do levantamento fitossociológico.....	26
11 – Distribuição dos gêneros por família registrado no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.....	57
12 – Distribuição das espécies por família registrado no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.....	58
13 – Curva cumulativa do número de espécies por unidade amostral, registradas na área 4, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	61
14 Curva cumulativa do número de espécies por unidade amostral, registradas na área 4, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	62

15 – Dendrograma de classificação das 30 unidades amostrais alocadas na área 4, obtido pela análise de agrupamento, aplicado a Tabela 9, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.....	66
16 – Dendrograma de classificação das 23 espécies amostradas na área 4, obtido pela análise de agrupamentos, aplicado a Tabela 9, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.....	67
17 – Diagrama de dispersão de grupos de unidades amostrais (F) e grupos de espécies (S) obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 10 para análise fitossociológica da área 4, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	72
18 – Diagrama de ordenação das unidades amostrais pela concentração de manganês no solo da área 4, por meio do programa <i>Fuzzy</i> . Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Valores em negrito demonstram a tendência da formação de gradiente vegetacional.....	77
19 – Dendrograma de classificação das 29 unidades amostrais alocadas na área 6, obtido pela análise de agrupamento, aplicado a tabela 13, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.....	80
20 – Dendrograma de classificação das 13 espécies amostradas na área 6, obtido pela análise de agrupamentos, aplicado a tabela 13, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2 e 3 identificam os grupos formados e o nível de corte.....	81
21 – Diagrama de dispersão de grupos de unidades amostrais (F) e grupos de espécies (S) obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 14 para análise fitossociológica da área 6, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	84
22 – Diagrama de ordenação das unidades amostrais pela disponibilidade de manganês no solo da área 6, por meio do programa <i>Fuzzy</i> . Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Valores em negrito demonstram a tendência da formação de gradiente vegetacional.	87

LISTA DE TABELAS

1 – Análise de fertilidade do solo construído das áreas 4 e 6 da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	39
2 – Parâmetros estatísticos relativos às concentrações ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de Mn e Pb trocáveis no solo coletado nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e área controle na localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	40
3 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de íons de Mn e Pb trocáveis ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no solo coletado nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	42
4 – Parâmetros estatísticos relativos às concentrações ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de Mn e Pb em <i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase coletados no solo construído das áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	44
5 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de Mn e Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em cada órgão de <i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase coletados nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	48
6 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de Mn e Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) entre raízes e folhas de <i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase intra-áreas coletados nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....	48
7 – Coeficiente de correlação de Sperman (r_s), entre o conteúdo disponível de cada elemento estudado no solo ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o conteúdo total nas raízes e folhas ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de <i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase, em cada respectiva área (não-minerada e área 4 e 6 da Mina do trevo) Siderópolis, SC.....	51
8 – Relação das 160 entidades taxonômicas registradas no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.....	52
9 – Distribuição das 23 espécies nas 30 unidades amostrais consideradas para a análise fitossociológica da área 4, com respectivos valores de densidade relativa a partir da escala de Daubenmire (1968) modificado e fatores ambientais, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	64
10 – Tabela estruturada das 23 espécies selecionadas nas 30 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 4, arranjadas em 4 grupos de unidades amostrais e 4 grupos de espécies, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	69
11 – Variáveis canônicas, coeficiente de correlação canônica em porcentagem do qui-quadrado, obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela	

estruturada 10 para análise fitossociológica da área 4, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	70
12 – Tabela estruturada das 23 espécies selecionadas nas 30 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 4, arrançadas em três unidades de vegetação, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	73
13 – Distribuição das 13 espécies nas 29 unidades amostrais consideradas para a análise fitossociológica da área 6, com respectivos valores de densidade relativa a partir da escala de Daubenmire (1968) modificado e fatores ambientais, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	79
14 – Tabela estruturada das 13 espécies selecionadas nas 29 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 6, arrançadas em 4 grupos de unidades amostrais e 3 grupos de espécies, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	82
15 – Variáveis canônicas, coeficiente de correlação canônica em porcentagem do qui-quadrado, obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 14 para análise fitossociológica da área 6, Mina do trevo, Siderópolis, SC.....	83
16 – Tabela estruturada das 13 espécies selecionadas nas 29 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 6, arrançadas em três unidades de vegetação, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....	85
17 – Número de famílias, gêneros e espécies encontrados nas áreas 4 e 6 da mina do trevo, Siderópolis, SC, e o índice de similaridade de Sorensen entre os referidos números de ambas as áreas.....	89

LISTA DE APÊNDICES

- 1 – Relação das 90 entidades taxonômicas registradas no levantamento fitossociológico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam a área 4 na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.....116
- 2 – Relação das 28 entidades taxonômicas registradas no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam a áreas 6 na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.....119

LISTA DE ABREVIATURAS

AMREC – Associação dos Municípios da Região Carbonífera
APG II – *Angiosperm Phylogeny Group II*
C – Coeficiente de contingência
CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
csv – Caractere Separado por Vírgula
CTC – Capacidade de Troca catiônica
CV – Coeficiente de Variação
DAM – Drenagem Ácida de Mina
Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Epagri - Empresa de Pesquisas Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina
H – Hidrogênio
ha – Hectare
K – Potássio
Km – quilometro
m – metros
Mg – Magnésio
Mn – Manganês
MO. Matéria Orgânica
MULVA – *Multivariate Analysis of Vegetation Data*
P – Fósforo
Pb – Chumbo
Pe. – Padre
pH – Potencial Hidrogênico
PPGCA – Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais
S – Sul
SC – Santa Catarina
TAC – Termo de Ajustamento de Conduta
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense
W – Oeste
sp. – espécie

1 INTRODUÇÃO

No Brasil a exploração de carvão mineral teve início no século XIX na região de Candiota, estado do Rio Grande do Sul (GOMES et al., 1998). Em Santa Catarina a referida atividade iniciou-se no mesmo século, no município de Lauro Müller (CETEM, 2001) caracterizando-se desde então como uma atividade econômica fundamental ao desenvolvimento de toda região (DE LUCA; GASTALDON, 1999; CETEM, 2001).

A mineração de carvão em Santa Catarina é realizada por meio de dois métodos de lavras distintos: a lavra subterrânea e a lavra a céu aberto. A lavra de carvão subterrânea é utilizada quando a camada carbonífera é muito profunda; já a lavra a céu aberto, que teve início na década de 40 do século passado, é empregada, na região sul-catarinense, quando as camadas de carvão se encontram a uma profundidade de até 30 metros da superfície do solo (ALEXANDRE, 1999).

Apesar de importante recurso energético, a extração, o beneficiamento e a utilização do carvão mineral são atividades potencialmente poluidoras, representando elevado risco de comprometimento ambiental, como a alteração da paisagem, das comunidades faunísticas e florísticas, contaminação do solo, do ar e dos recursos hídricos, além da interferência no microclima e na ciclagem de nutrientes (PROCHNOW, 1995; GAIVIZZO; VIDOR; TEDESCO, 2000; CETEM, 2001; GAIVIZZO et al., 2002).

No processo de mineração a céu aberto [sem cuidados ambientais], a remoção das camadas é realizada de forma desordenada (DIAS, 1998) provocando inversão das mesmas gerando as paisagens lunares. A maioria das pilhas resultantes desta mineração tem na sua base a camada fértil do solo e no seu ápice, os arenitos, siltitos, folhelhos e rejeitos carbonosos (DE LUCA; GASTALDON, 1999). O substrato resultante, composto por uma série de materiais geológicos, dificulta o estabelecimento de microrganismos do solo e de plantas em função da toxicidade, baixa capacidade de retenção hídrica, déficit nutricional e elevada temperatura a que o mesmo é submetido (ZOCHE, 1989; 1993).

Apesar da inversão dos horizontes do solo e a presença de rejeitos e estéreis resultarem em complicações químicas e físicas que podem afetar o estabelecimento e crescimento de plantas (DIAS, 1998), as condições inóspitas resultantes desse processo não impedem o desenvolvimento de comunidades

vegetais sobre as áreas de carvão mineradas a céu aberto (ZOCHE, 1989; 2002), pois em algumas pilhas, parte do solo ou da argila ficam por cima ou misturadas aos estéreis, propiciando o retorno espontâneo da vegetação (ALEXANDRE, 1999).

O estudo das plantas que colonizam as áreas de carvão mineradas é de extrema importância para se avaliar a qualidade destes ambientes, assim como a resiliência do sistema ecológico.

A dinâmica de comunidades vegetais evidencia padrões e processos no espaço e no tempo, sendo que estes são identificados quando mudanças da composição de comunidade se repetem. A repetição de combinações de tipos vegetais revela padrões de variação, podendo ser relacionados a alterações do ambiente e/ou intensidade e frequência dos distúrbios (PILLAR, 2000).

A importância do estudo das comunidades vegetais reside no conhecimento das causas que motivam a união e a mútua dependência das plantas, não estando a distribuição de uma espécie dependente apenas da disponibilidade de fatores abióticos para o seu crescimento, mas também, aos efeitos adversos [e benéficos] de outras plantas (BRAUN-BLANQUET, 1979).

O padrão de distribuição das plantas é resultante da ação de fatores ambientais, como o clima, a natureza do solo, a disponibilidade de água e nutrientes, assim como os fatores antrópicos e bióticos e a estrutura da própria comunidade (BRAUN-BLANQUET, 1979; WHATLEY; WHATLEY, 1982; MATTEUCCI; COLMA, 1982; PILLAR, 1988; PILLAR, 2000; KENT; COKER, 2000; PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002; DAJOZ, 2005).

Os metais pesados no solo de áreas mineradas atuam como fator limitante (ZOCHE, 1989) na medida em que provocam distúrbios fisiológicos, que podem diminuir o vigor das plantas, assim como inibir completamente o desenvolvimento vegetal (ZOCHE, 2002) influenciando sobre a estrutura e composição da vegetação que coloniza estas áreas (ZHELJAZKOV; NIELSEN, 1996; WONG, 2003).

Em áreas de mineração de carvão a céu aberto, as alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas associados, funcionam como fatores ambientais limitantes, à medida que nem todas as espécies vegetais adaptam-se a esses ambientes.

A atividade supracitada pode tornar disponível ao meio ambiente elementos tóxicos, principalmente os metais pesados incorporados à matriz rochosa, associada à jazida de carvão e a própria matriz carbonífera, podendo alterar as concentrações desses elementos em vários compartimentos do ecossistema.

As áreas com depósitos minerais, áreas mineradas e áreas com rejeitos de mineração, são os locais onde ocorrem as maiores concentrações de metais pesados (MALYUGA, 1964). A mineração de carvão, quando executada de forma inadequada, pode vir a ser uma das grandes responsáveis pela alteração das concentrações de elementos tóxicos nos ecossistemas que tem contato direto ou indireto (PROCHNOW, 1995).

Em trabalhos realizados em áreas de mineração de carvão constatou-se a presença de uma gama de elementos associados à fração inorgânica e orgânica do carvão, entre eles os metais pesados como o cobalto, cobre, cromo, manganês, níquel e chumbo, os quais tornam-se disponíveis após a mineração, aos organismos por meio de processos físicos, químicos e biológicos (AZAMBUJA, 1978).

A expressão “metais pesados” possui várias definições: elementos que se encontram em concentrações inferiores a $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ na crosta terrestre (GOLDSHIMIDT, 1930); metais cuja densidade é maior do que 5 (PASSOW et al., 1961 apud ANTONOVICS et al., 1971; ERNST, 1974); elementos traço, microelementos ou micronutrientes, quando presentes em concentrações diminutas no meio ($\mu\text{g.g}^{-1}$) (VALADARES, 1975; WALLACE; BERRY, 1979); elementos que possuem número atômico maior do que 4,5 g.cm^{-3} (KUNTZE, 1986).

Os metais pesados constituem naturalmente os ecossistemas (WEBER; KAREZEWSKA, 2004) podendo ser oriundos de fontes naturais [como intemperismo de rochas] ou antrópicas como mineração e fundição de metais e produção e uso de pesticidas (WEBER; KAREZEWSKA, 2004; PASCHKE; VALDECANTOS; REDENTE, 2005). As atividades antrópicas têm sido a grande responsável pelo aumento contínuo do nível de metais pesados que circulam no ambiente, tornando-os um dos maiores problemas ambientais da atualidade (GISBERT et al, 2003).

No solo, os metais pesados podem estar presentes em duas situações principais: como constituintes naturais do *background* (originando-se a partir das rochas por meio de processos pedogenéticos) e/ou por meio de processos de acumulação resultante de atividades antrópicas. Quimicamente no solo, os metais pesados ocorrem como íons simples ou íons complexos presentes na solução do solo; na forma de íons trocáveis; ligados a substâncias orgânicas; ligados ou co-precipitados com óxidos, carbonatos e fosfatos, ou a outros minerais secundários; na forma de íons presentes nas redes cristalinas dos minerais primários (VIETS,

1962; McLAREN; CRAWFORD, 1973; SOON; BATES, 1982; LIMA E CUNHA, 1982; EVANS, 1989; SCHMITT; STICHER, 1991; FARAGO, 1981; FARAGO et al., 1992; BUSTAMANTE, 1993).

As plantas que se desenvolvem em solos contaminados por metais pesados, são capazes de absorvê-los pelas suas raízes e partes aéreas (SCHULTZ et al., 2004) capacitando-as a indicar sua presença e a condição química específica do solo (DUVIGNEUD, 2000).

Algumas plantas se desenvolvem sobre áreas degradadas resultantes da mineração, absorvendo do solo tanto elementos que necessitam quanto elementos que não precisam, dentre estes, alguns podem ser tóxicos. Determinadas plantas desenvolveram mecanismos de desintoxicação por meio dos quais, os efeitos do excesso de metais pesados podem ser evitados (MALAVOLTA, 1989; ZOCHE, 1989; 2002; LARCHER, 2000).

Segundo Malavolta (1989), todos os elementos essenciais devem estar contidos na planta, porém, nem todos os elementos encontrados nas plantas são essenciais. Alguns metais pesados como os micronutrientes Fe, Mn, Zn, Cu e Mo, comportam-se como bioelementos para a planta, enquanto outros têm significância biológica apenas limitada, como o Ni e Va, porém existem metais pesados como Cd, Pb, As, Hg e Th, que não possuem função fisiológica conhecida, sendo tóxicos em qualquer dosagem para a planta (BUSTAMANTE, 1993). Nesse sentido, os limites entre a essencialidade e a toxicidade freqüentemente dependem da dose de concentração do elemento no meio (KUNTZE, 1986).

A vegetação que coloniza áreas contaminadas por metais pesados representa importante fonte potencial de ecótipos tolerantes à poluição e apresentam-se adaptadas ao ambiente inóspito (WATANABE, 1997). As plantas tolerantes ao excesso de metais pesados no solo são consideradas endêmicas destes locais, quando surge na população alguma adaptação ecofisiológica, que as diferencie da população original (RASKIN et al., 1994).

Diversos autores observaram nos organismos vegetais que ocorrem em locais ricos em metais pesados, modificações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, genéticas e bioquímicas. Os trabalhos de Girardi-Deiro (1999), Dal-Piva (2001) e Zocche (2002) trazem revisão minuciosa sobre a relação entre os metais pesados e as plantas.

A utilização de solos contaminados por metais pesados pela população humana tem gerado preocupação mundial, uma vez que altas concentrações

podem causar efeitos tóxicos nos seres vivos, incluindo o homem (DUDKA; MILLER, 1999; WEBER; KAREZEWSKA, 2004).

A população humana que vive no entorno ou sobre as áreas de depósitos minerais, muitas vezes explora a pastagem, que se desenvolve espontaneamente sobre áreas de rejeitos de mineração para alimentação do gado bovino (COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006). A identificação e a quantificação de metais pesados nas espécies herbáceas utilizadas no pastejo podem fornecer indicações do seu potencial de toxicidade e da possibilidade de prejuízo ao desenvolvimento dos animais, ou mesmo acúmulo desses metais na cadeia alimentar (GIRARDI-DEIRO, 1999).

Pelo fato dos metais pesados terem estreita relação com o tecido adiposo, e, portanto, ligar-se as substâncias de reserva, normalmente quando ingeridos por animais não são metabolizados, e por isso, tendem a ter sua concentração aumentada à medida que avançam os níveis tróficos (DUVIGNEUD, 2000; LARCHER, 2000; WEBER; KAREZEWSKA, 2004; YOON et al., 2006). Por tanto, o homem estando no topo da cadeia alimentar, corre sério risco ao ingerir produtos, como leite e carne de gado proveniente de áreas contaminadas com metais pesados.

Pesquisas tratando da relação entre metais pesados e os diferentes compartimentos do ecossistema, tiveram início na Europa e nos Estados Unidos no final dos anos 50 do século passado (DUVIGNEAUD, 1958; 1959; MALYUGA, 1964; BROOKS, 1972; 1977a; 1977b; ALLEN et al., 1989; ERNST, 1974; BROOKS et al., 1978; MACNAIR, 1987; 1991; BAKER, 1987; BUSTAMANTE, 1993; BROWN, 1995). Merecem destaque também, trabalhos mais recentes como os de Schultz et al. (2004), Yanqun et al. (2005), Paschke; Valdecantos; Redente (2005), Pendergrass e Butcher (2006), entre outros.

No Brasil, mais precisamente na Região Sul, os estudos abordando o tema começaram no início dos anos 80 do século passado com os trabalhos de Porto (1981; 1986; 1989a; 1989b), seguidos por Lima e Cunha (1982), Zocche (1989; 2002), Zanardi-Junior e Porto (1991), Prochnow (1995), Marcomin (1996), Girardi-Deiro (1999), Prochnow e Porto (2000), Santos (2000), Alexandre (2000), Dal-Piva (2001), Frizzo (2002), Silvano (2003), Frizzo e Porto (2004). Além destes, podem ser citados os trabalhos de Zocche (2005), Costa; Zocche; Zocche-de-Souza (2006a), Costa; Zocche; Zocche-de-Souza (2006b) e Zocche-de-Souza; Costa;

Zocche (2006), desenvolvidos nos municípios de Capivari de Baixo, Treviso e Siderópolis.

A legislação brasileira preconiza há muito tempo a obrigatoriedade da recuperação de áreas degradadas pela extração de recursos naturais, entre as quais, incluem-se as áreas mineradas de carvão da Bacia Carbonífera Catarinense. Porém, a recuperação destas áreas só tornou-se mais efetiva a partir da promulgação da Resolução CONAMA 01/86 (BRASIL, 1986) e da Constituição Federal do Brasil de 1988, que em seu artigo Art. 225 reza explicitamente a obrigatoriedade da recuperação de áreas degradadas pela mineração (BRASIL, 1988).

Existe uma gama de literatura caracterizando a terminologia correta (restauração, reabilitação ou recuperação) para designar as ações corretivas empregadas em áreas degradadas por atividades antrópicas (e.g. KAGEYAMA et al., 1997; DIAS; GRIFFITH, 1998; ABNT, 1999; BRASIL, 2000; ENGEL; PARROTA, 2003).

Recentemente, Brasil (2000) definiu o conceito Restauração como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original e Recuperação como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

No presente estudo foi adotada a terminologia Recuperação conforme Brasil (2000), para designar o conjunto de ações desencadeadas na área estudada, para a correção dos ambientes degradados pela mineração de carvão.

Muitas empresas da região carbonífera de Santa Catarina estão recuperando o seu passivo ambiental, em atendimento ao Termo de Ajuste de Conduta (TAC), firmado entre estas e o Ministério Público em 2000. Essa recuperação passa pela recomposição topográfica e paisagística, assim como pela reconstrução do solo e o plantio de espécies. Essas medidas básicas, quando tomadas de forma correta, promovem o restabelecimento do equilíbrio ecológico na área recuperada.

Conforme destaca Kämpf et al. (2000) são denominados de solos construídos

Solos que são formados por materiais e procedimentos determinados pela ação humana. Esses solos caracterizam-se por serem fundamentalmente antropogênicos e na condição ambiente passam a ter evolução pedogênica, o que indica que o mesmo não

alcançou um estado de equilíbrio, estando sujeito a mudanças bruscas nas suas propriedades.

O estabelecimento e a manutenção da comunidade de plantas após a recuperação de uma área degradada pode minimizar em partes os impactos causados ao ambiente pelas atividades de mineração (GAIVIZZO et al., 2002).

No processo de recuperação de áreas mineradas é extremamente importante a remoção dos metais pesados do solo (LI, 2006; PENDERGRASS; BUTCHER, 2006). Essa remoção pode ser realizada por meio da fitorremediação, processo que utiliza plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas, podendo ser efetuado sem maior custo financeiro e ambiental quando comparada com os métodos convencionais (CUNNINGHAM; BERTI, 1993; ALKORTA et al., 2004; PILON-SMITS, 2004; PENDERGRASS; BUTCHER, 2006). Por meio de culturas sucessivas, os metais podem ser translocados do solo para os ramos (brotos) e em seguida a planta colhida, saneando o meio ambiente.

Embora as consequências da contaminação do ambiente de áreas mineradas estejam sendo mais bem entendidas, tecnologias efetivas e economicamente viáveis para a recuperação destes locais continuam sendo algo ilusório (BROWN, 1995).

No entanto, antes da fitorremediação ser efetivamente explorada sobre solos contaminados, é necessário um melhor entendimento da absorção de metais pelas plantas (BAKER et al., 1994; CHANEY et al., 1997), pois a base bioquímica da capacidade para acumulação de metais pesados, ainda não foi completamente elucidada.

Além dos aspectos acima mencionados, o planejamento da recuperação de áreas degradadas pela mineração do carvão implica na definição do uso futuro da área. Este uso deve estar estreitamente relacionado com o desenvolvimento sustentável, para que possa por si só, após os trabalhos de recuperação, manter-se de forma economicamente viável, não contribuindo como fonte poluidora, podendo ser utilizado com bem natural pela população, para que não continue gerando passivo ambiental.

Levando-se em consideração o acima exposto, a presente pesquisa está fundamentada em duas hipóteses: 1 – a atividade de mineração de carvão disponibiliza íons de Mn e Pb no solo em concentrações impactantes, e a espécie *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase, acumula concentrações anômalas destes

metais em seus tecidos; 2 – os agrupamentos vegetais que se estabelecem em áreas de mineração de carvão a céu aberto recuperadas são influenciados pela disponibilidade Mn e Pb nesses solos.

Para confirmar ou refutar as hipóteses, o presente estudo tem como objetivos: 1 – determinar a concentração de manganês e chumbo na forma disponível no solo construído em área minerada de carvão a céu aberto recuperada e em área não-minerada; 2 – verificar o conteúdo total de manganês e chumbo em raízes e folhas de *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase (Poaceae) que se desenvolvem sobre solos construídos em áreas mineradas de carvão a céu aberto e em área não-minerada; 3 – verificar se os conteúdos de manganês e chumbo detectados no solo e em *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase (Poaceae) estão dentro dos limites recomendados pela literatura específica; 4 – realizar estudo florístico-fitosociológico de formações herbáceo-arbustivas que se desenvolvem em solos construídos de área de carvão minerada, relacionando a distribuição espacial destas com fatores ambientais; 5 - avaliar a eficiência do processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto, adotado pela Empresa Rio Deserto na Mina do Trevo em Siderópolis (SC).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e descrição e da região de estudo

Desenvolveu-se o presente estudo no extremo sul do estado de Santa Catarina, município de Siderópolis, junto a Mina do Trevo (Figura 1).

O município de Siderópolis, que tem a sua sede localizada nas coordenadas geográficas S 28° 35' e W 49° 25', possui área total de 262 km² e população de 13.590 habitantes. Junto com outros 10 municípios compõe a Associação dos Municípios da Região Carbonífera – AMREC (SANTA CATARINA, 2000).

Conforme destacam De Luca e Gastaldon (1999) Urussanga, Lauro Muller e Siderópolis, são os municípios da AMREC que apresentam a maior parte da sua área territorial degradada pela mineração de carvão, sendo o último o mais degradado, com 1950 ha do seu território total afetado.

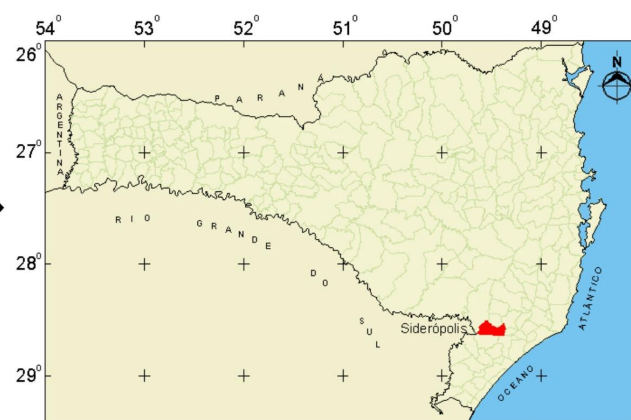
2.1.1 Clima

O clima da região é do tipo Cfa (mesotérmico úmido sem estação seca definida), conforme classificação de Köppen, com temperaturas médias anuais que variam entre 18°C e 19°C, cuja média do mês mais quente (janeiro) é de 23°C e do mês mais frio (julho) de 12°C (SANTA CATARINA, 1991).

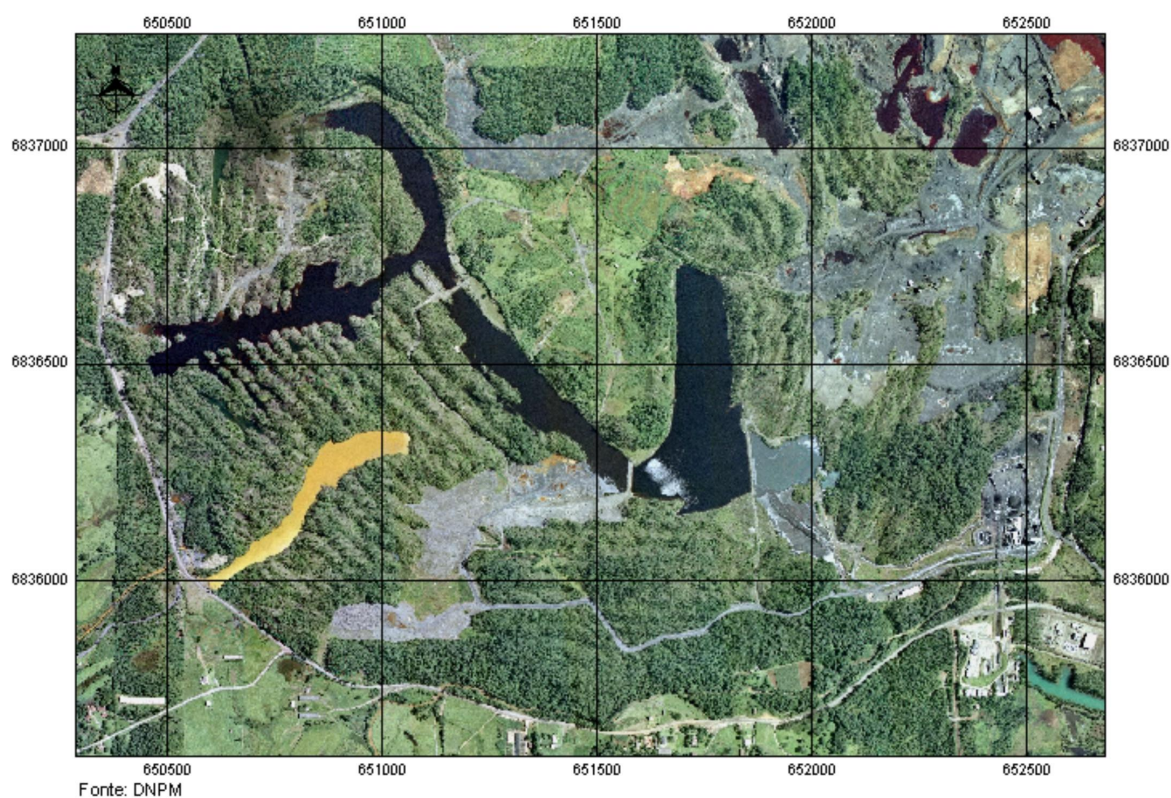
A precipitação total anual, na região, pode variar entre 1.220 a 1.660 mm, e a umidade relativa do ar de 81,4 a 82,2% (EPAGRI, 2001).



Fonte: Cartografia e Geoprocessamento (CEGEO-IPAT)



Fonte: Cartografia e Geoprocessamento (CEGEO-IPAT)



Fonte: DNPM

Figura 1 – Localização geográfica do município de Siderópolis – SC (S 28° 35' e W 49° 25'), com destaque a área da Mina do trevo.

2.1.2 Geologia

A Bacia Carbonífera de Santa Catarina encontra-se no extremo sul do Estado, ocupando uma faixa de 95 Km de comprimento na direção Norte-Sul com 20 Km de largura (HORBACH et al., 1986).

A região de estudo está inserida na Bacia do Paraná, que se encontra preenchida por rochas sedimentares e vulcânicas. Caracteriza-se por ser alongada, ocupando a parte Sul do Brasil, sendo que, no estado de Santa Catarina abrange mais de dois terços, além de se estender até o Paraguai, Argentina e Uruguai (SILVA, 2000).

Nessa região afloram rochas pertencentes às Formações Serra Geral, Irati, Palermo e Rio Bonito (KREBS, 1997).

A Formação Serra Geral, pertencente ao Grupo São Bento, é caracterizada por apresentar espessa seqüência de vulcanitos, ocorrência basáltica, podendo conter termos ácidos intercalados, além de apresentar inúmeras intrusões na forma de *sills* e diques (HORBACH et al., 1986; SILVA, 2000).

A Formação Irati, pertencente ao grupo Passa Dois, é composta por folhelhos e folhelhos pirobetuminosos, sendo comum encontrá-los interestratificados com as camadas de margas e folhelhos argilosos, além de siltitos e calcário. São encontrados também cristais euédricos e disseminados de pirita nas margas. A sua espessura na área da Bacia Carbonífera Catarinense é de aproximadamente 40 m (KAUL, 1990; SILVA, 2000).

As Formações Palermo e Rio Bonito pertencem ao Grupo Guatá, termo este sugerido por Gordon (1974 apud SILVA, 2000) para designar os siltitos e arenitos aflorantes nas imediações da cidade de Guatá, SC.

A Formação Palermo é composta por siltitos e siltitos arenosos, em sua porção inferior, apresenta intercalações de lâminas, leitos e camadas de arenitos finos e médios. Sua espessura na região é de aproximadamente 100 m, apresentando contato com a Formação Irati e Rio Bonito. As concentrações de sílex, estruturas de carga, laminação convoluta, nódulos de pirita, impressões de vegetais, micas nos planos de acamamento e fluidização, são também freqüentemente encontradas (HORBACH et al., 1986; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

A Formação Rio Bonito é constituída por arenitos quartzosos e arenitos feldspáticos, ocasionais camadas de argilitos, siltitos, folhelhos carbonosos, conglomerados e camadas de carvão. Com espessura mínima de 103 m e máxima

de 208 m, essa é a maior Formação na região pertencente à Bacia do Paraná, sendo constituída por três Membros: Triunfo, Paraguaçu e Siderópolis (KAUL, 1990; SILVA, 2000).

É nos terços médio e superior, da Formação Rio Bonito, os quais correspondem aos Membros Paraguaçu e Siderópolis, respectivamente, que se encontram as camadas de carvão explotadas na região. Ao todo são dez camadas, das quais, se destacam por sua espessura, persistência lateral e melhor recuperação de carvão, as camadas Barro Branco, Irapuá, Ponte Alta e Bonito (KAUL, 1990).

2.1.3 Geomorfologia

Segundo Epagri (2001) na região ocorre a Unidade Geomorfológica Depressão da Zona Carbonífera Catarinense, que mostra duas feições marcantes.

Da cidade de Siderópolis para o norte, o relevo apresenta-se colinoso, com vales encaixados, as vertentes são íngremes, com espesso manto de intemperismo que favorece a ocorrência de processos de solifluxão e ocasionalmente movimentos de massa rápidos. Da cidade de Siderópolis para o sul, as formas são côncavo-convexas com vales abertos, sendo os processos fluviais os responsáveis pela dissecação. Altimetricamente este relevo se posiciona entre 500 a 600m; cotas mais elevadas verificam-se nos relevos residuais, de topo plano, mantidos por rochas mais resistentes, remanescentes de antiga superfície de aplanamento, que fazem parte da Unidade Geomorfológica Patamares da Serra Geral.

2.1.4 Solo

Na região de Siderópolis, a maior parte das terras dos municípios tiveram origem no Período Carbonífero. O relevo é muito ondulado com declividade acentuada, os solos apresentam originalmente baixos teores de matéria orgânica, baixos teores de fósforo e teores médios de potássio. Quanto a acidez, o pH varia de 5,1 a 6 (MAIXNER; SCHWARZBOLD, 1978).

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de solos da EMBRAPA/Solos, a maior parte do município de Siderópolis é coberta por solo do tipo Cambissolo, com as variações Cambissolo álico e Distrófico + TerraBruma/Rosa Estruturada Álica e Distrófica, Associação Cambissolo Álico + Solos Litólicos Álicos, Associação Cambissolos Álico + Solos Litólicos Álicos,

Associação Cambissolos Distrófico + Glei Pouco Húmico Distrófico (EPAGRI, 2002).

Conforme destaca Epagri (2001), os cambissolos são

solos constituídos por material mineral, que apresentam horizonte A ou horizonte hístico com espessura inferior a 40 cm seguido de horizonte B incipiente [...]. Estes solos ocorrem tanto em relevo praticamente plano a relevo montanhoso, apesar de predominarem os cambissolos em relevo forte ondulado, ondulado e suave ondulado.

Além do Cambissolo, estão presentes no município de Siderópolis os solos do tipo Neossolos Litólicos, Gleissolos, Argilossolos e Alissolos, porém em menores porcentagens (EPAGRI, 2001).

Nas áreas abandonadas pela mineração a céu aberto, o substrato resultante é formado por folhelhos carbonosos, siltitos, arenitos, argila, não apresentando textura, cor e estrutura definidas, já que o processo de lavra descaracterizou-os com a inversão de camadas e mistura dos horizontes do solo (CITADINI-ZANETTE; BOFF, 1992).

2.1.5 Vegetação

A cobertura vegetal original da região de estudo era representada pela Floresta Ombrófila Densa (LEITE; KLEIN, 1990). Esta tipologia vegetal acompanha a Costa Atlântica Brasileira em uma estreita faixa próxima ao litoral, estende-se dentro do espaço subtropical, desde o estado do Rio Grande do Norte até a metade norte do Rio Grande do Sul. Caracteriza-se como uma formação com grande biodiversidade e alta taxa de endemismo (TEIXEIRA, et al., 1986; LEITE; KLEIN, 1990).

Em Santa Catarina, a composição florística da Floresta Ombrófila Densa é muito variada, sendo possível detectar padrões de vegetação distintos e grande heterogeneidade que ocorrem, principalmente em função das variações de altitudes e latitudes dentro do estado (LEITE; KLEIN, 1990).

De acordo com o gradiente de altura em relação ao nível do mar a Floresta Ombrófila densa foi dividida em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa Montana (TEIXEIRA et al., 1986).

Originalmente a região de estudo era coberta pela Floresta Ombrófila Densa Submontana, que segundo o autor op. cit. caracterizava-se por apresentar

agrupamentos vegetais bem desenvolvidos, formados por árvores de 25 a 30 m de altura, cujas largas e densas copas constituem cobertura arbórea fechada.

Hoje em dia a Floresta Ombrófila Densa na região estudada, encontra-se totalmente descaracterizada estando constituída somente por alguns fragmentos de vegetação secundária em diferentes estádios sucessionais (SANTOS, 2003), o que a coloca entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta. A cobertura vegetal da região de estudo está composta por agroecossistemas, campos antrópicos, áreas mineradas, plantios de eucaliptos, banhados ácidos, capoeirinhas, capoeiras, capoeirões e matas secundárias.

2.2 Localização e descrição da área de estudo

A área estudada (coordenadas S 28°35'50" e W 49°25'26") está localizada junto ao lavador de carvão da Mina do Trevo – Empresa Rio Deserto Ltda, município de Siderópolis, Santa Catarina, que entrou em operação em 1998 quando a Carbonífera Rio Deserto adquiriu áreas mineradas a céu aberto, abandonadas e não recuperadas pela Carbonífera Próspera no Campo Vila Funil, ficando com a responsabilidade de recuperá-las como medida compensatória à instalação da Mina do Trevo (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

Parte da área deste Campo era composta por antigas cavas de mineração a céu aberto que estavam alagadas com drenagem ácida de mina (DAM), parte estava coberta com estéreis e com rejeitos de mineração e a parte restante havia sido utilizada pela Prefeitura Municipal de Siderópolis como área de depósito de lixo urbano ("lixão") (COSTA, 2005).

Toda a drenagem superficial e subterrânea do entorno Vila Funil, flui para o último corte da mineração, denominado de "Língua do Dragão" (Figura 1), aflorando junto ao mesmo com características de águas ácidas, após se infiltrar através das pilhas de estéreis depositadas a céu aberto (SMANIOTO, 2004).

A recuperação executada pela Carbonífera Rio Deserto em parte da área teve como objetivos aproveitar as cavas resultantes da mineração a céu aberto alagadas com DAM e abandonadas pela Carbonífera Próspera, para a deposição dos rejeitos do beneficiamento do carvão da Mina do Trevo; reduzir o volume de DAM estocada nas cavas e sem perspectivas de tratamento (2.500.000 m³) e; reintegrar as áreas ocupadas pelas lagoas ácidas à paisagem local (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

Os trabalhos de recuperação foram iniciados em 2002, com a submersão dos rejeitos nas lagoas, de forma que não houvesse o contato destes com o oxigênio do ar, inibindo a oxidação da pirita, objetivando dispensar o uso de pilhas convencionais. Houve ainda a adição às águas, de chorume do antigo lixão de Siderópolis, resíduos de soda cáustica, cama de aviário e esterco de pocilga, como forma de contribuir para a melhoria da qualidade do sistema (SMANIOTO, 2004).

A recuperação de 11 ha localizados a leste da “Língua do Dragão” foi iniciada em 2002, a partir do preenchimento do fundo da lagoa até aproximadamente a profundidade de 0,80 m da superfície com rejeito da mineração de carvão (Figura 2). Estes rejeitos foram cobertos com uma camada de estêreis de 0,80 m até atingir o nível superficial d’água, e sobre a camada de estêreis foi depositada uma camada de argila de 0,80 m (Figura 2), oriunda de área de empréstimo do entorno (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

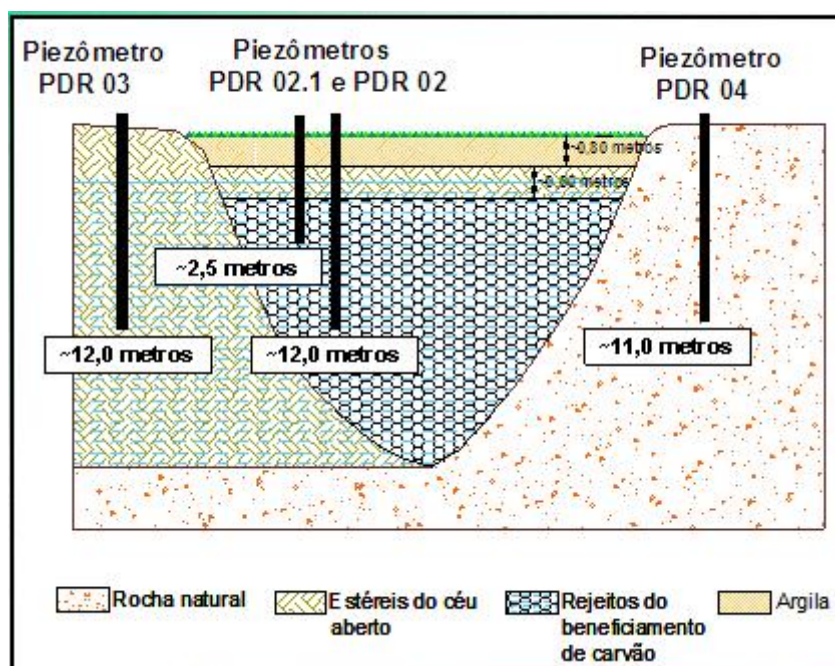


Figura 2 – Detalhe esquemático do processo de recuperação com o preenchimento das cavas por rejeitos carboníferos, cobertura deste com estêreis, recobrimento com argila e plantio de espécies herbáceas, na Mina do Trevo, Siderópolis (SC). Fonte: Smaniotto, 2004.

A espessura de 0,80 m representada pela camada de estêreis (Figura 2), tem a função de agir como área de segurança para a possível flutuação do nível d’água da lagoa, de modo que os rejeitos não fiquem expostos ao oxigênio atmosférico (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

A camada de argila recebeu a adição de matéria orgânica (cama de aviário), correção da acidez e da fertilidade pela adição de calcário e adubo químico e o

plantio de gramíneas em mudas, leguminosas em mudas e sementes e espécies arbustivas e arbóreas (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

Após o preenchimento das cavas e reconstrução do solo, a área foi compartimentada em duas áreas, recebendo denominações específicas à medida que a recuperação ambiental avançou.

Realizou-se o presente estudo em duas áreas contíguas de um ha cada, denominadas área 4 e área 6, conforme descrição abaixo.

2.2.1 Área 4

Constituída por lagoa ácida oriunda da antiga cava de mineração a céu aberto abandonada, utilizada anteriormente à recuperação como “lixão” pelo município de Siderópolis (SC). Sofreu processo de reconstrução do solo, há cinco anos (2002) conforme descrito acima, utilizando-se para a revegetação, mudas de espécies arbustivo-arbóreas nativas e exóticas e plantio, por semeadura de espécies herbáceas por semeadura de inverno, para a adubação verde. Além destas espécies, há três anos (2004) foram plantadas aleatoriamente estolões de *Indigofera campestris* (Fabaceae) com o objetivo de incrementar a recuperação da área.

Atualmente, outras espécies vegetais, além das utilizadas no processo de recuperação, colonizam a área, formando dois estratos de fácil visualização (Figura 3). No estrato rasteiro, de até 0,30 m de altura, ocorrem espécies de Poaceae (*Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase, *Paspalum* sp., *Panicum* sp.) de Fabaceae (*Desmodium incanum* DC.), de Apiaceae (*Centella hirtella* Nannf.), entre outras. No segundo estrato com até 2,00 m de altura, é comum a presença de espécies de Asteraceae (*Baccharis trimera* (Less.) DC., *Baccharis dracunculifolia* DC., *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist), entre outras espécies.



Figura 3 – Vista geral da cobertura vegetal da área 4 com destaque a altura dos dois estratos vegetais presentes, Mina do Trevo, Siderópolis (SC). Fonte: Smanioto (2004).

2.2.2 Área 6

Localizada adjacente à área 4, recebeu o mesmo processo de reconstrução do solo há quatro anos (2003), porém de forma mais aprimorada em relação a área anterior, devido a pequenos ajustes. Além disso, no momento do recobrimento dos estéreis da mineração deixaram-se pequenas lagoas para o monitoramento da qualidade da água de escoamento superficial, onde foram introduzidas diferentes espécies de macrófitas aquáticas. Para a revegetação desta área utilizaram-se mudas de *A. compresus* (Poaceae) na forma de *plugs* (Figura 4).

Atualmente, a vegetação encontra-se composta por dois estratos principais (Figura 5): um rasteiro de até 0,30 m de altura, formado por espécies de Poaceae (*Axonopus* sp., *Paspalum notatum* Flügge, *Panicum* sp.), de Fabaceae (*Desmodium incanum* DC.), de Onagraceae (*Ludwigia longifolia* (DC.) Hara), de Apiaceae (*Centella hirtella* Nannf.) entre outras; e um segundo estrato com vegetação mais rala, que atinge até 1,40 m de altura, caracterizado pela presença de espécies de Asteraceae (*Solidago chilensis* Meyen, *Vernonia tweediana* Baker), de Poaceae (*Andropogon bicornis* L., *Cortaderia selloana* (Schult.) A & G, *Sacciolepis indica* (L.) Chase), entre outras.



Figura 4 – Vista geral da cobertura vegetal da área 6 com destaque ao estrato rasteiro logo após o plantio das gramíneas, Mina do Trevo, Siderópolis (SC) em 2003. Fonte: Smanioto (2004).



Figura 5 – Vista geral da cobertura vegetal em 23/11/2005 da área 6 com destaque à altura dos dois estratos vegetais presente, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).

2.2.3 Área não-minerada

A área não-minerada (Figura 6) está localizada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, distante aproximadamente cinco km da Mina do Trevo. Essa área não está sob influência da mineração de carvão, sendo coberta por vegetação típica de campo antrópico utilizado para forrageamento do gado.



Figura 6 – Vista geral da cobertura vegetal da área controle, São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.

2.3 Espécie e metais pesados estudados

Avaliou-se a concentração de manganês e chumbo em espécimes de *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase e no solo das três áreas anteriormente descritas.

A escolha da espécie *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase (Poaceae) para a análise de manganês e chumbo é justificada por se desenvolver em área minerada de carvão a céu aberto com sucesso, servir como forrageira para o gado bovino, mostrar-se tolerante às condições inóspitas dos solos dessas áreas (COSTA, 2004; 2005) e ter sido utilizada no processo de recuperação das áreas de estudo.

Caracteriza-se por ser uma espécie perene, heliófila ou de luz difusa e seletiva higrófila, muito abundante, provida de estolhos até um metro de comprimento, folhas largas e muito apreciada pelo gado, tendo suas sementes dispersas pelo vento ou gado (SMITH; WASSHAUSEN, 1982). Forma densos e contínuos agrupamentos quase puros com extraordinária agressividade e vitalidade, que se alastra para áreas vizinhas. Essa agressividade se mostra mais clara em terrenos recentemente revolvidos (SMITH; WASSHAUSEN, 1982) como nas áreas de mineração de carvão a céu aberto.

Citadini-Zanette e Boff (1992) encontraram essa espécie desenvolvendo-se diretamente sobre os estéreis da mineração e com boa vitalidade, o que reforça a sua tolerância a essas áreas.

A escolha dos metais manganês e chumbo no presente estudo se deu por ambos terem sido encontradas em outros estudos (COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006a; COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006b) disponíveis no solo e nos tecidos da espécie estudada.

Além disso, a escolha de manganês justifica-se pelo fato de no tratamento de efluente da drenagem ácida de mina adotado pela mineradora na Mina do Trevo, os parâmetros de qualidade do efluente são reduzidos a níveis aceitos pela legislação, exceto para o caso do Mn que ainda assim se mantém acima do limite máximo permitido.

2.4 Metodologia

2.4.1 Coleta, preparo e análise do conteúdo de manganês e chumbo no solo e em *A. obtusifolius*

Nas duas áreas recuperadas coletou-se, em cada unidade amostral fitossociológica, três subamostras completas de *A. obtusifolius* (raiz, estolho e folhas), que posteriormente compuseram uma única amostra homogênea por unidade amostral, acondicionando-se em sacos de papel devidamente identificados. No caso da não ocorrência de *A. obtusifolius* na unidade amostral coletou-se os indivíduos mais próximos a mesma.

Em cada unidade amostral coletou-se, no horizonte superficial (0 – 20cm), uma mostra composta de solo a partir da coleta de três subamostra junto aos locais de coleta de *A. obtusifolius*. Acondicionaram-se individualmente cada amostra de

solo de cada respectiva unidade amostral em sacos plásticos devidamente identificados.

Na área não-minerada, utilizada como área controle, traçou-se duas transecções paralelas de 50 metros cada, com distância entre si de 10 metros, onde a cada 10 m coletou-se amostras de solo e da espécie estudada.

Em laboratório, lavou-se as amostras de *A. obtusifolius* em água corrente de torneira retirando-se os estolões e folhas mortas e em seguida foram desidratadas em estufa a 60 °C por 48 horas. Após, extraiu-se de cada coleta, amostras de folhas e raízes em separado, as quais quarteou-se e requarteou-se, acondicionando-se as mesmas em sacos de papel individualizados, devidamente identificados.

Desidrataram-se cada uma das amostras de solo, primeiramente a sombra, e em seguida em estufa a 60 °C, por 48 horas. Na seqüência, peneirou-se e maceirou-se as mesmas individualmente em graal de porcelana, e quarteando-as, requarteando-as para compor uma amostra homogênea, a qual acondicionou-se em sacos plásticos devidamente identificados.

Determinou-se a concentração de íons trocáveis de metais pesados no solo por meio de extração com HNO₃ (0,1N) de 10g de solo, adicionando-se a solução ao mesmo até completar o volume de 100 ml, mantendo-se a mistura em agitador horizontal QUMIMIS, por 3 horas. Para análise de conteúdo total de Mn e Pb na planta, utilizou-se o método de digestão total (KOTZ et al., 1972, modificado por PORTO, 1981).

Realizaram-se as leituras do conteúdo total de metais pesados nas plantas e trocáveis no solo por meio de espectrofotômetro de absorção atômica com uso de forno de grafite THGA Perkin-Elmer modelo SIMMA 6000.

2.4.2. Análise de fertilidade do solo

Para análise de fertilidade homogeneizaram-se as amostras de solo de cada duas transecções de 25 m, contíguas (seis unidades amostrais) reduzindo-se de 30 para cinco amostras de solo em cada área.

Analisaram-se os seguintes parâmetros: argila, pH, índice SMP, fósforo, potássio, matéria orgânica, alumínio, cálcio, magnésio, sódio, H + Al, conforme Tedesco et al. (1995) e pH CaCl₂, soma das bases – S, capacidade de troca catiônica e saturação das bases – V, de acordo com Oleynik et al. (1995).

Realizou-se a interpretação dos dados conforme recomendações de EMBRAPA (2004).

2.4.3 Análise estatística dos dados

Para a concentração de Mn e Pb na forma disponível no solo e conteúdo total nas folhas e raízes de *A. obtusifolius*, e parâmetros relativo à fertilidade do solo aplicou-se cálculos estatísticos básicos como média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação de acordo com Riboldi (1993).

Comparou-se a concentração de íons disponíveis de metais pesados no solo e o conteúdo total dos mesmos nas plantas com as médias mundiais de acordo com Allen et al. (1989) e Brooks (1983).

Aplicou-se a teste “t”, segundo recomendações de Centeno (1999), com o objetivo de verificar se a diferença entre a concentração média de cada metal estudado, em cada compartimento da área não-minerada, era estatisticamente significativa em relação ao respectivo valor detectado na área minerada recuperada, ao nível de confiabilidade de 95%.

Com a finalidade de verificar se havia correlação entre a concentração de íons metálicos no solo na forma disponível e o conteúdo total destes nas raízes ou folhas da planta estudada, empregou-se o Coeficiente de Correlação de Sperman (r_s), conforme a sugestão de Brooks (1983). Os níveis de significância seguiram recomendações de Brooks (1983) e Zar (1985), considerando-se como valores críticos, aqueles que diferem significativamente de zero, a um índice de confiabilidade de 95%.

2.4.5 Florística e Fitossociologia

Executou-se o levantamento florístico em ambas as áreas e em seus arredores, por meio de coletas de indivíduos herbáceo-arbustivos férteis e vegetativo em condições de identificação, pelo método de caminhamento, conforme recomendações de Filgueiras et al. (1994), no período de maio a novembro de 2005.

Para a identificação das entidades taxonômicas, utilizou-se bibliografias especializadas e consulta aos herbários CRI (Universidade do Extremo Sul Catarinense – Criciúma/SC), ICN (Departamento de Botânica da Universidade

Federal do Rio Grande do Sul – Porto Alegre/RS), além de consulta a especialistas em diferentes famílias botânicas.

A identificação taxonômica seguiu o sistema APG II – *Angiosperm Phylogeny Group II* (2003 apud SOUZA; LORENZI, 2005) para Magnoliophyta e Tryon e Tryon (1982) para Pteridophyta.

Encaminhou-se o material coletado, devidamente exsicatado e identificado para o herbário Pe. Dr. Raulino Reitz (CRI) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), para a inclusão no acervo.

Para o levantamento fitossociológico da vegetação herbáceo-arbustiva, em cada uma das áreas 4 e 6, traçou-se um retângulo de um ha (50 x 200 metros) onde utilizou-se o método de pontos (LEVY; MADEN, 1933) com o uso de agulhas múltiplas, por ser o método mais eficaz no estudo desse tipo de formação vegetal (MANTOVANI; MARTINS, 1990), modificado e adaptado às condições da vegetação da área de estudo.

No centro de cada área de um ha, seguindo o eixo de maior comprimento desta, estabeleceu-se uma transecção de 100 metros (Figuras 7, 8 e 9), onde lançou-se alternadamente à direita e à esquerda, a intervalos de 10 metros, transecções perpendiculares de 25 metros (Figuras 8 e 9).

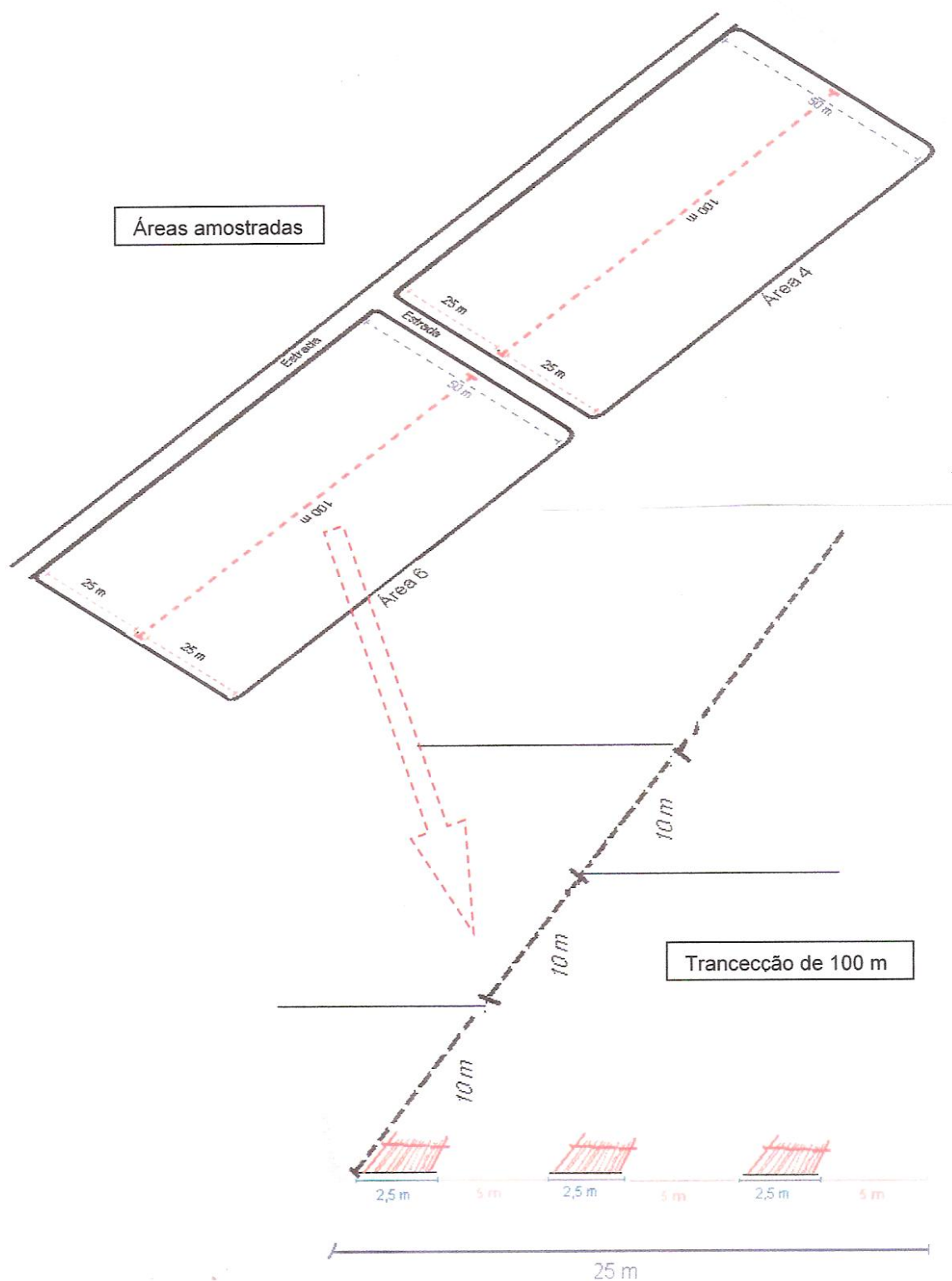


Figura 7 – Croqui da disposição das unidades amostrais do levantamento fitossociológico, realizado nas áreas mineradas a céu aberto recuperadas, na Mina do Trevo, Siderópolis (SC).



Figura 8 – Vista geral do transecto traçado na área 6 para a realização do levantamento fitossociológico, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).



Figura 9 – Vista geral da disposição das unidades amostrais utilizadas no levantamento fitossociológico da área 6, Mina do Trevo, Siderópolis (SC).

Em cada transecção de 25 m localizou-se a intervalos regulares de cinco metros, o instrumento amostral composto por uma régua de 2,5 x 0,02 x 0,02 m,

suspensa por duas hastes de 2,0 m de altura, perfurada a intervalos de 0,25 m, onde colocou-se dez agulhas de 2,0 m de altura por 0,004 m de diâmetro (Figura 10) totalizando 30 unidades amostrais por área.

Portanto, a amostragem fitossociológica foi do tipo sistemática, conforme descrição de Pillar (1996), onde apenas o primeiro membro da amostra é selecionado ao acaso, sendo os demais tomados a intervalos regulares.

Deixou-se cada agulha cair de cima para baixo, sendo anotados todos os toques em cada uma das agulhas. Anotou-se o espécime tocado pela agulha tantas quantas vezes a tocou. Nos locais onde a agulha não tocou em nenhuma planta, ou tocou em plantas mortas, anotou-se como solo nu e vegetação morta, respectivamente.

Não se realizou a florística e a fitossociologia na área controle, pois na mesma coletou-se apenas amostras de solo e indivíduos de *A. obtusifolius* para análise de manganês e chumbo.

Com o objetivo de verificar se a amostragem representou uma porção significativa das espécies que compõem as comunidades vegetais estudadas, ou seja, alcançou-se o tamanho ótimo de amostragem, traçou-se a curva do número cumulativo de espécies por unidade amostral levantada, por meio da curva do coletor (a suficiência amostral).



Figura 10 – Vista geral da unidade amostral utilizada para a realização do levantamento fitossociológico.

Calculou-se a densidade relativa para cada espécie amostrada, em cada unidade amostral, representando este parâmetro, a proporção em porcentagem do número de indivíduos de uma determinada espécie, em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies amostradas (MATEUCCI ; COLMA, 1982).

Estabeleceu-se uma escala com seis classes correspondentes a densidades relativas, onde adotou-se os intervalos de classe da escala de cobertura proposta por Daubenmire (1968) modificada, como segue:

Código de Classe	Cobertura (%)
1	> 0 – 4
2	5 – 24
3	25 – 49
4	50 – 74
5	75 – 94
6	95 – 100

A análise fitossociológica seguiu as proposições da Escola de Zurich-Montpellier (BRAUN-BLANQUET, 1979), com as abordagens sugeridas por Muller-Dombois e Ellenberg (1974), empregando-se técnicas de ordenação e classificação de dados, com o auxílio do *Software* MULVA5L – *Multivariate Analysis of Vegetation Data* (WILDI; ORLÓCI, 1996) .

Optou-se na presente pesquisa, analisar a estrutura vegetacional das áreas amostradas (4 e 6) em separado, uma vez que deseja-se saber como a sucessão ecológica vem acontecendo em cada área, que sofreu o processo de recuperação em momentos distintos e com aperfeiçoamento de técnica.

Gerou-se, no *software* Excel versão 7.0, uma tabela bruta da vegetação herbáceo-arbustiva (para cada área) a partir da densidade relativa de cada espécie em cada unidade amostral e das variáveis ambientais analisadas (pH, Mn, Pb, Mg, P, K, M.O. e CTC) que poderiam estar condicionando padrões de associações dessas comunidades. Essa tabela constituiu uma matriz (p x n), onde p representa os atributos (espécies) e n as unidades amostrais ou *relevés*, no formato .csv (caractere separado por vírgula).

O *software* MULVA5L, que tem suas bases fitossociológicas nos métodos de análise de Braun-Blanquet (1979), consiste em um pacote estatístico, com sete grupos de programas e várias rotinas, arranjados de forma lógica, específico para análise multivariada de dados vegetacionais.

Analisou-se os dados da vegetação, utilizando os seguintes programas: programas de inicialização e manuseio de dados - *IMPORT* (importação) e *OPEN* (abertura); programas de análises primárias - *RESEMB* (associação); *CLUSTER* (agrupamento); *CONCENT* (concentração) e *FUZZY* (dados difusos) e; programas de apresentação de resultados - *TABLES* (tabelas) e *ORDINA* (diagramação).

Importou-se a tabela bruta gerada no software Excel 7.0, no formato .csv, por meio do programa *IMPORT*, o qual permite ler e mudar os dados gerados no formato Excel para o formato MULVA5L. Após a importação, iniciou-se a análise do conjunto de dados, por meio do programa *OPEN*, o qual calcula médias, desvios padrão e frequências de espécies e unidades amostrais (*relevés*). Com o auxílio do programa *TABLES* imprimiu-se a tabela bruta de dados.

Adotando os critérios sugeridos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) retirou-se da análise fitossociológica as espécies de ocorrência rara e constante, deixando-se apenas as espécies com constância intermediária (aquelas que ocorrem dentro de intervalos de frequência entre 10 e 60% nas unidades amostrais), pois os limites destes intervalos são flexíveis e podem ser mudados conforme as características da vegetação em análise, a critério do pesquisador.

Construiu-se as matrizes de semelhança por meio do programa *RESEMB*, para as unidades amostrais e para as espécies, sendo utilizada como medida de similaridade a Covariância.

Verificou-se a formação de grupos de espécies e de unidades amostrais por meio da análise de agrupamentos, programa *CLUSTER*, optando-se pelo critério aglomerativo de Variância Mínima entre os grupos, que foram graficados em dendrogramas, sendo decidido o número de agrupamentos de unidades amostrais e de espécies com o qual iria se trabalhar.

Após a formação dos grupos de espécies e de unidades amostrais, organizou-se a tabela estruturada com a aplicação do programa *TABLES*, onde se verificou a concentração e a nitidez dos mesmos com o uso do programa *CONCENT*, o qual executa a análise de concentração, rearranjando os grupos de espécies e de unidades amostrais, de modo a redescrever a variação de dados em um menor número de dimensões.

Conferiu-se a associação entre os grupos de espécies, e de unidades amostrais por meio do programa *ORDINA*, o qual dispõe os grupos gerados em um espaço bidimensional de um diagrama de dispersão de pontos. O diagrama apresenta seus eixos determinados pelas variáveis canônicas geradas na análise

de concentração, as quais contém qui-quadrado da tabela de contingência. Os escores canônicos, determinados para os grupos de espécies e de unidades amostrais, são utilizados como coordenadas para a localização destes grupos no diagrama.

Confirmou-se a associação entre os grupos de espécies e fatores ambientais, detectado no programa CONCENT, empregando-se o programa FUZZY, optando-se pelo Método de Roberts (ROBERTS, 1989), que se constitui numa ordenação bidimensional, onde um eixo (x) é o fator ambiental analisado e o outro eixo (y) reflete o valor virtual baseado na composição florística das unidades ambientais.

2.4.6 Avaliação do processo de recuperação das áreas 4 e 6

Realizou-se a avaliação do processo de recuperação das áreas de estudo por meio de indicadores quantitativos, como a disponibilidade de Mn e Pb no solo e concentração total nos órgãos de *Axonopus obtusifolius*, assim como por meio da comparação entre a riqueza de espécies registradas na amostragem fitossociológica das duas áreas e similaridade florística, com o auxílio do índice de similaridade de Sorensen – ISc (MULLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

$$ISc = \frac{2c}{a + b + 2c} \times 100$$

Onde:

a = número total de espécies exclusivas da área a

b = número total de espécies exclusivas da área b

c = número de espécies comum às duas áreas

Além dos indicadores quantitativos, para esta análise, levou-se em consideração também indicadores qualitativos observados *in situ*, como a presença de formigueiros, de minhocas no solo e de interações ecológicas ou agentes que facilitam a ocorrência dessas relações, como galha e herbivoria, buscando ainda subsídios em literatura especializada.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise da fertilidade do solo

Numerosos são os fatores abióticos que intervêm na ecologia dos organismos (PILLAR, 1988, ZOCHE, 1989; 2002; PILLAR; JACQUES; BOLDRINI, 1992; FOCHT; PILLAR, 2003; DANIEL, 2006) entre eles pode-se destacar os fatores relacionados ao solo, como a água, a textura e estrutura e a composição química.

O solo desempenha diversas funções, entre elas adsorve e libera nutrientes e outros compostos químicos, retém e libera água para as plantas, rios e lençol freático, promove e sustenta o crescimento radical e mantém habitat favorável aos organismos (REINERJ, 1998).

A importância ecológica do solo está intimamente atrelada ao fato deste se apresentar como um corpo natural integrado ao ecossistema, determinando o comportamento vegetacional em relação ao ambiente (RESENDE et al. 2002). O solo além de servir de substrato para a planta, auxilia na sua fixação, também atua como fonte de nutrientes, os quais seguem o seu ciclo biogeoquímico (LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002) além de degradar e reciclar a biomassa (ALLOWAY, 1990).

Duramente o processo de recuperação do solo é necessário que se avalie e monitore, de forma constante, suas condições químicas, especialmente a fertilidade desses solos construídos (MIAO; MARRS, 2000).

No entanto, Zocche (2002) explica que se deve levar em consideração que os índices de concentração de nutrientes considerados como altos, médios ou baixos, são baseados em critérios agrônômicos padronizados para espécies cultivadas, devendo ser seguido com cautela quando da análise de plantas nativas.

A relação encontrada entre metais pesados e o teor de argila no solo têm sido citada por diversos autores (SOUZA et al., 1996; LAVADO et al., 1998; FADIGAS et al., 2002).

O teor de argila no solo da área 4 variou de 30 a 34% e da área 6 de 30 a 33%, com valor médio de 31,8 e 31,6%, respectivamente, e mediana de 32% em ambas áreas (Tabela 1), sendo enquadrado como pertencente a classe 3 conforme EMBRAPA (2004), onde o teor de argila varia de 26 a 40%.

A troca de íons entre o solo e a solução desse é realizada na superfície das partículas argilosa, cuja capacidade de troca catiônica (CTC) é maior. As partículas

argilosas normalmente têm carga negativa, em função do excesso de oxigênio, ou pela substituição de átomos de carga positiva mais elevada por átomo de carga mais baixa (BROOKS, 1983), essas cargas negativas podem atrair e reter íons de cargas positivas e repelir íons de cargas negativas (LOPES; GUILHERME, 1992).

A capacidade de troca das argilas é uma função inversa ao tamanho da partícula, onde quanto menor o tamanho da partícula e quanto maior o teor de argila no solo, mais elevada é a capacidade de troca do mesmo (ZOCHE, 2002). Diante do exposto, os teores de argila dos solos construídos das áreas 4 e 6, podem estar influenciando na disponibilidade de Mn e Pb para as plantas, uma vez que os metais liberados pelos materiais utilizados no preenchimento das cavas, podem estar sendo retidos pela argila.

A matéria orgânica no solo corresponde a restos de animais e vegetais que se encontram em constante processo de decomposição e ressintese, a partir da morte do tecido. O processo de degradação da matéria orgânica é de natureza bioquímica e envolve uma série de microrganismos, como bactérias e fungos (RAIJ et al., 1987; LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002). A matéria orgânica constitui importante reserva de nutrientes como nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes (KIEHL, 1985; RAIJ et al., 1987; REINERJ, 1998) funcionando assim, como reguladora da disponibilização de elementos e promovendo a ciclagem dos nutrientes.

Em ambas as áreas, o teor de matéria orgânica (Tabela 1) encontrado foi baixo (área 4: 0,4 a 1,0%, média de 0,68 e mediana de 0,7; área 6: 0,4 e 1,0%, média de 0,62 e mediana de 0,5%), conforme Tedesco et al. (1995)..

O teor de matéria orgânica que determinado solo apresenta decorre do equilíbrio de ganhos e perdas, em geral valores mais altos de matéria orgânica são encontrados em solos sob florestas sendo comum em solos construídos o seu baixo teor (RAIJ et al., 1987).

A porcentagem de argila e de matéria orgânica determinam as propriedades químicas, físicas e biológicas de um solo, entre as quais pode-se citar a estrutura, capacidade de retenção de água, disponibilidade de nutrientes para as plantas e a capacidade de reter cátions (RAIJ et al., 1987; LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

O pH é o fator que mais afeta a composição da solução do solo, visto que pode ser alterado pelo homem, fazendo com que uma infinidade de transformações químicas se processem (DIAS, 1998; LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

O pH em água foi considerado baixo em ambas áreas (Tabela 1), pois variou de 4,1 a 4,2, com valor médio de 4,1 e mediana de 4,2 na área 4; e variação de 4,3 a 4,4, valor médio de 4,3 e mediana de 4,4 na área 6.

Campos; Almeida; Souza (2003) e Remor (2004) já haviam encontrado valores de pH em água muito baixos (4,1 – 4,4) em solos construídos após a mineração de carvão a céu aberto, nos municípios de Lauro Müller e Siderópolis, respectivamente, confirmando a tendência do presente estudo.

A atividade dos íons H^+ dissociados na solução representa a acidez ativa que, interfere diretamente na vida das plantas (QUAGGIO, 2000). Em termos nutricionais, para as plantas a faixa ideal de pH situa-se entre 5,6 e 6,2, pois a maioria dos nutrientes encontram-se na forma solúvel e passíveis de serem absorvidos pelas mesmas (DIAS, 1998).

No entanto, Lopes; Silva; Guilherme (1991) e Luchese; Favero; Lenzi (2002) afirmam que os solos brasileiros são naturalmente ácidos, devido à própria pobreza em bases do material de origem ou a processos que favorecem a remoção de elementos básicos, afirmação esta que reforça o exposto por Tedesco et al. (1995) que assinala que nos estados de Rio Grande do Sul e Santa Catarina há o predomínio de solos ácidos.

Uma gama de espécies vegetais toleram pH na faixa de 4,2 a 5,0, como o encontrado nas área 4 e 6, pois apresentam capacidade de alterar o pH na região da rizosfera, além de possuírem mecanismos internos ao sistema radical que as fazem tolerar elevada acidez (DIAS, 1998). Entre as plantas que toleram solos ácidos Lorenzi (2000) cita *Pteridium aquilinum*, *Baccharis trimera*, *Eupatorium laevigatum*, *Desmodium adscendens*, *Polugonum hydropiperoides*, *Diodia alata*, todas registradas na presente pesquisa.

A determinação do pH permite que sejam realizadas interferências importantes para avaliar a disponibilidade de nutrientes para as plantas, uma vez que o pH interfere na disponibilidade de micronutrientes, macronutrientes como fósforo, cálcio, magnésio, manganês, alumínio, metais pesados, entre outros (MALAVOLTA, 1980; DIAS, 1998).

A disponibilidade de Mn e Pb depende do pH, condições ácidas e redutoras favorecem a disponibilidade desses elementos, que muitas vezes atingem níveis tóxicos para as plantas, sendo assim, a medida que o pH diminui aumenta a disponibilidade e a solubilidade de metais tóxicos (RAIJ, 1987; WHO, 1981; 1999; ALLOWAY, 1990; DIAS, 1998, WONG, 2003; PASCHKE; VALDECANTOS;

REDENTE, 2005). Situação diferente da encontrada na presente pesquisa, onde apesar do pH ser muito baixo, não foram encontrados níveis de Mn e Pb disponíveis acima dos limites de normalidade, o que leva a considerar que outros fatores, além do pH, estão influenciando na disponibilidade desses metais para as plantas.

O fósforo pode ser incorporado ao solo, principalmente na forma de fertilizantes, meteorização de minerais e pela decomposição da matéria orgânica (KIEHL, 1985; LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

Os teores de fósforo extraível (Tabela 1) na área 4 foram baixos (4,8 a 7,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com média de 4,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 5,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$); na área 6 variaram de muito baixo a baixo (3,2 a 9,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com média de 6,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 6,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$) conforme Tedesco et al. (1995).

O fósforo é um macronutriente muito importante para a planta e os mecanismos que controlam a sua disponibilidade no solo são complexos e dependem de uma série de fatores como a mineralogia da fração da argila, granulometria, teor de água e de matéria orgânica (DIAS, 1998).

Conforme destaca Kiehl (1985)

A pequena disponibilidade de fósforo mineral se deve a fenômenos de fixação que se dão no solo; fixação é a transferência de íons fosfatos livres na solução do solo para qualquer forma ligada à fase sólida, tornando-se não disponível às raízes. O índice de pH, a reação entre íons fosfatos e os de cálcio, magnésio, manganês, os sesquióxidos de ferro e alumínio, certos minerais de argila ricos nesses elementos e a presença de microrganismos, são fatores responsáveis pela maior ou menor quantidade de fósforo no solo.

O fósforo inorgânico do solo encontra-se combinado com ferro, alumínio e cálcio. Os fosfatos de alumínio e ferro tornam-se mais solúveis a medida que o pH aumenta, os fosfatos de cálcio ao contrário são mais solúveis a medida que o pH diminui. Fosfatos do solo estão em um ótimo de disponibilidade para as plantas em valores entre pH 6 e 7 (RAIJ, 1987).

O poder tampão de solos argilosos é elevado, por possuírem maiores quantidades de minerais com propriedade de reter o fósforo extraível. Nestes sentido o teor de fósforo disponível do solo aumenta com o decréscimo do teor de argila (MARTINAZZO, 2006), o que leva a concluir que o alto teor de argila dos solos construídos das áreas 4 e 6, pode estar influenciando na disponibilidade de fósforo para as plantas, uma vez que seu teor variou de muito baixo a baixo.

Outra justificativa para o baixo teor de fósforo nas áreas estudadas é o baixo teor de matéria orgânica, uma vez que, segundo revisão de Martinazzo (2006), a matéria orgânica, dentre outras funções químicas, libera ácidos orgânicos durante a sua decomposição que diminui os sítios de adsorção de fósforo, tornando-o disponível no solo, como o teor de matéria orgânica nas áreas 4 e 6 é baixo, supõem-se que isso pode estar ocorrendo o aumento nos sítios de adsorção do fósforo.

Kabata-Pendias e Pendias (1992) destacam ainda que o fósforo é um elemento que tem a sua disponibilidade diminuída em condições de pH baixo, confirmando assim a tendência encontrada no presente estudo.

O potássio é um elemento ativo na planta, na forma livre, sendo prontamente liberado para o solo quando restos vegetais são a ele incorporados (KIEHL, 1985), podendo ser encontrado sob a forma estrutural, adsorvida e solúvel (DIAS, 1998).

O teor de potássio (Tabela 1) na área 4 foi classificado, conforme Tedesco et al. (1995) como médio (entre 65,0 e 73,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, média de 70,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 72,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$); na área 6 seu teor variou de médio a suficiente (entre 78,0 e 91,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, média de 84,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 82,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$).

A maior parte do cálcio e magnésio existente no solo provém dos seus minerais, podendo estar adsorvidos pelos colóides ou na solução do solo como catiônicos (Ca^{+2} e Mg^{+2}), formas nas quais são absorvidos pelas raízes (KIEHL, 1985; DIAS, 1998).

Com relação ao teor de cálcio trocável (Tabela 1) na área 4, verificou-se que variou de baixo a médio (1,2 a 2,9 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 1,92 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, e mediana de 1,8 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$); no entanto na área 6 seu teor foi baixo (0,8 a 1,4 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 1,02 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 0,9 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$). Já o teor de magnésio trocável (Tabela 1) da área 4 variou de médio a alto (0,6 a 1,0 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 0,8 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 0,9 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$); e na área 6 variou de médio a alto, porém os teores foram mais alto do que médio (1,0 a 2,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 1,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 1,6 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$).

Os elementos cálcio, magnésio e potássio em solos tropicais e subtropicais, onde os mesmos são na sua maioria ácidos, normalmente encontram-se em concentrações baixas, isto é natural, pois as perdas de bases, são características do processo de acidificação dos solos (LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

Gargantini et al. (1970) apud Zocche (2002) constataram que em cerca de 93% dos solos cultiváveis do estado de São Paulo, os teores de cálcio e magnésio

situaram-se na faixa de baixo a médio, devido ao pH abaixo de 5,0. No entanto, apesar do baixo pH das áreas estudadas, o teor de Mg trocável no solo dessas variou de médio a alto, contrariando o constatado pelos autores op cit.

Campos; Almeida; Souza (2003) atribuem o fato de encontrarem quantidades médias superiores de Mg, nos solos construídos em áreas de mineração de carvão a céu aberto no município de Lauro Müller (SC), a possível intemperização de minerais que contenham Mg e que sejam instáveis em condições de pH baixo. Atribuem ainda os baixos teores de Ca e K observados nesses solos, ao processo de lixiviação de cátions descrito por Breemen (1982 apud CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003). Santos (2000) também atribui a lixiviação à redução rápida dos teores de Mg no solo.

O teor de sódio (Tabela 1) variou de 3,0 a 5,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com valor médio de 4,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 4,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, na área 4; enquanto que na área 6 variou de 7,0 a 11,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com valor médio de 8,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e mediana de 9,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

O excesso de sódio nos solos pode reduzir a população microbiana, fazendo com que a taxa de mineralização seja baixa diminuindo a liberação de enxofre e nitrogênio da matéria orgânica (SANTOS; MURAOKA, 1997).

Íons de Al^{3+} ligados por forças eletrostáticas às cargas negativas da matriz do solo, representam a acidez trocável, que se trata da atração exercida por campos eletromagnéticos de cargas opostas e, por serem ligações fracas, os íons Al^{3+} podem ser deslocados por reações de troca iônica, por soluções de sais neutros não tamponados (QUAGGIO, 2000).

O teor de alumínio trocável (Tabela 1) na área 4 variou de 7,1 a 8,3 cmol_c/l , com valor médio de 7,6 cmol_c/l e mediana de 7,4 cmol_c/l ; enquanto que na área 6 variou de 5,7 a 7,5 cmol_c/l , com valor médio de 6,8 cmol_c/l e mediana de 7,2 cmol_c/l .

Valores de pH menores que 5,5, como os detectados no presente estudo, favorecem as formas tóxicas de alumínio, diminuindo a disponibilidade de nutrientes para as plantas e a saturação por bases, aumentando o Al trocável (MARTINAZZO, 2006). Nas plantas a toxicidade do alumínio causa paralisação do crescimento, engrossamento das raízes, altera a absorção e utilização de diversos nutrientes essenciais, especialmente o fósforo (MALAVOLTA, 1980).

A acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) do solo representa a concentração de íons H^+ e Al^{3+} que ainda não se dissociaram, e, portanto, estão em equilíbrio com os da solução do solo (QUAGGIO, 2000).

Quanto a acidez potencial (Tabela 1), no solo da área 4 seus valores variaram entre 21,7 e 43,3 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, com média de 28,2 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 24,4 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$; na área 6 sua amplitude variou entre 8,6 e 34,4 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, com média de 21,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 19,4 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$.

Quando o acúmulo de hidrogênio chega a certa concentração dá-se à alteração da argila existente no solo, liberando alumínio; portanto a acidez do solo é devida ao hidrogênio e principalmente ao alumínio (KIEHL, 1985).

A soma das bases – S representa a soma de bases trocáveis (RAIJ, 2001), ou seja, a soma de cálcio, magnésio, potássio e sódio. Seu valor dá uma indicação do número de cargas negativas dos colóides que está ocupada por base (LOPES; GUILHERME, 1992).

A soma das bases no solo construído de ambas as áreas (Tabela 1) variou de baixa a média. Na área 4 a amplitude foi de 1,9 a 4,3 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, com valor médio de 2,9 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 3,0 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$; na área 6 amplitude foi de 2,0 a 4,3 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, com valor médio de 2,9 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 2,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$. O baixo valor da soma das bases indica a pouca disponibilidade de íons de cálcio, magnésio, potássio e sódio e maior atividade de hidrogênio no solo das áreas 4 e 6.

A capacidade de troca catiônica (CTC) indica a reserva de nutrientes para as plantas, a possibilidade de redução das perdas de cátions por lixiviação, a inativação de compostos tóxicos, etc (TEDESCO et al., 1995), quanto maior a CTC do solo, maior o número de cátions que este pode reter (LOPES; GUILHERME, 1992).

A capacidade de troca catiônica evidenciada em ambas as áreas foi alta (Tabela 1), com amplitude entre 24,1 e 45,3 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 31,2 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 28,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, na área 4; e amplitude entre 13,0 e 37,7 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$, média de 14,8 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ e mediana de 9,56 $\text{cmol}_\text{c}/\text{l}$ na área 6.

As variações de cálcio e magnésio influenciam nos valores da CTC, os quais são de grande importância no tocante a fertilidade do solo, uma vez que indicam a capacidade deste de adsorver cátions em forma trocável, os quais em geral, irão servir de nutrientes para as plantas (TEDESCO et al., 1995; CHAVES et al., 1998).

Os solos com alta CTC, segundo Lopes e Guilherme (1992), apresentam alto teor de argila ou de matéria orgânica, maior capacidade de retenção de nutrientes a uma certa profundidade e maior capacidade de reter umidade. Desta forma, a alta CTC dos solos construídos das áreas estudadas, pode ser atribuída ao teor de argila, uma vez que nas duas áreas o teor de matéria orgânica foi baixo.

Quando a CTC do solo está ocupada por cátions como cálcio, magnésio e potássio, ele pode ser considerado rico em nutrientes, porém se a CTC estiver ocupada por cátions potencialmente tóxicos, como o H^+ e Al^{3+} , caracteriza um solo pobre, pois restam poucas cargas para os cátions nutrientes (REMOR, 2004).

No solo construído das áreas analisadas a saturação das bases – V (Tabela 1) foi considerada muito baixa (na área 4 amplitude de 4,3 a 14,9%, média de 10,1% e mediana de 10,4% e na área 6 amplitude entre 7,3 e 33,5%, média de 14,8% e mediana de 9,5%).

Saturação das bases é a porcentagem de cargas negativas possíveis de troca que estão ocupadas por cálcio, magnésio, potássio e sódio, em comparação com aquelas ocupadas por H^+ e Al^{3+} (LOPES; GUILHERME, 1992). Isto significa que o fato da saturação de bases ser muito baixa nas áreas de estudo indica que a maior porcentagem de cargas negativas esta ocupada por H^+ e Al^{3+} , que são potencialmente tóxicos.

Neste sentido, o alto valor da CTC evidenciado nesse estudo deve-se a presença de íons tóxicos como o H^+ e Al^{3+} , e não pela presença de cálcio, magnésio e potássio. A acidez natural predominante nos solos brasileiros faz com que a sua CTC seja predominada por íons de Al e poucos íons de Ca, Mg e K (MELLO et al., 1989). A acidificação do solo construído das áreas 4 e 6 pode ser atribuída a quantidade de H e Al maior, do que a quantidade de íons essenciais como cálcio, magnésio, potássio e sódio.

Apesar do solo construído nas áreas estudadas terem um pH baixo, o que ocasiona a liberação de metais tóxicos, foi verificado que os níveis de Mn e Pb disponíveis no solo estão abaixo dos limites de normalidade. Isto pode ser explicado pela formação de quelatos, onde, segundo Kiehl (1985), por meio deste fenômeno, certos compostos orgânicos envolvem um elemento metálico como ferro, zinco, cobre ou manganês, tornando-o pinçado, seqüestrado ou quelado, ficando assim indisponível a planta, ou então, pelo teor de argila que pode estar adsorvendo os íons de Mn e Pb tornando-os indisponíveis.

Alloway (1990) assinala que a adsorção de metais pesados da fase líquida do solo para a fase sólida afeta o comportamento e disponibilidade de metais pesados no solo, influenciando na absorção destes pelas raízes das plantas.

Deve-se levar em consideração ainda as transformações microbianas do solo, como a oxidação e bioimobilização, que modificam a forma química dos metais pesados e a sua disponibilidade (WEBER; KAREZEWSKA, 2004).

do solo construído das áreas 4 e 6 da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Área 4				Área 6			
Amplitude	Média	Desvio padrão	Mediana	Amplitude	Média	Desvio padrão	Mediana
30 - 34	31,8	1,48	32	30 - 33	31,6	1,14	32
4,1 - 4,2	4,18	0,04	4,2	4,3 - 4,4	4,38	0,04	4,4
4,0 - 4,8	4,44	0,28	4,5	4,2 - 5,4	4,7	0,48	4,7
4,8 - 7,8	5,98	1,12	5,8	3,2 - 9,3	6,44	2,57	6,2
65 - 73	70,4	3,20	72	78 - 91	84,2	5,93	82
0,4 - 1,0	0,68	0,27	0,7	0,4 - 1,0	0,62	0,23	0,5
7,1 - 8,3	7,64	0,52	7,4	5,7 - 7,5	6,88	0,70	7,2
1,2 - 2,9	1,92	0,63	1,8	0,8 - 1,4	1,02	0,23	0,9
0,6 - 1,0	0,86	0,26	0,9	1,0 - 2,7	1,7	0,65	1,6
3,0 - 5,0	4,0	0,70	4,0	7,0 - 11	8,8	1,48	9,0
21,76 - 43, 35	28,26	8,66	24,41	8,69 - 34,45	21,73	10,69	19,4
3,6 - 3,7	3,64	0,05	3,6	3,6 - 3,7	3,64	0,05	3,6
1,98 - 4,3	2,978	0,88	3	2,05 - 4,38	2,976	0,90	2,74
24,16 - 45,33	31,24	8,21	28,71	13,07 - 37,72	24,712	10,36	21,45
4,37 - 14,98	10,142	3,79	10,49	7,36 - 33,51	14,838	10,84	9,56

3.2 Disponibilidade de Mn e Pb no solo

Atualmente, com o aumento das atividades antrópicas (industriais, mineração e beneficiamento de minérios, utilização de fertilizantes) vem ocorrendo uma alteração no ciclo biogeoquímico e fluxo natural dos elementos essenciais e não-essenciais para as plantas, ocasionado a liberação de metais tóxicos no ambiente.

A variação de dados dos íons de manganês (Mn) e chumbo (Pb) disponíveis nas áreas estudadas são bons parâmetros a serem analisados, uma vez que as médias e medianas estão muito próximas entre si (Tabela 2). Os valores de desvios padrão podem ser considerados altos, exceto para o elemento Pb nas três áreas estudadas. O coeficiente de variação mostrou-se elevado para os elementos estudados nas três situações, exceto para o caso de Pb nas áreas 4 e 6 (22,2 e 22,1, respectivamente), conforme Riboldi (1993) que considera elevados valores acima de 25%.

Tabela 2 – Parâmetros estatísticos relativos às concentrações ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de Mn e Pb trocáveis no solo coletado nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e área controle na localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.

Parâmetros estatísticos	Conteúdo trocável ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de Mn e Pb no solo					
	Área não-minerada		Área 4		Área 6	
	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn	Pb
Média	11,7	0,95	20,7	2,5	19,2	2,5
Mediana	9,1	0,45	16,7	2,5	16,8	2,5
Desv. Pad. ^a	6,6	0,82	18,8	0,5	14,0	0,5
Amplitude	4,42 – 25,3	0,2 – 2,22	0,68 – 77,7	2,06 – 3,49	0,74 – 60,5	1,4 – 3,51
CV (%) ^b	56,2	86,3	90,7	22,1	73,0	22,2
Méd. mund. ^c	5 – 500 $\mu\text{g.g}^{-1}$	2 – 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$				

^a Desvio padrão; ^b Coeficiente de Variação; ^c Médias mundiais sugeridas por Allen et al. (1989).

Os altos coeficientes de variação observados para Mn disponíveis no solo nas áreas 4 e 6, podem ser atribuídos à variação espacial que o solo apresenta em função da desuniformidade do material como qual é construído, a aplicação dos insumos ao mesmo, assim como, ao desgaste da camada superficial do substrato pelos processos erosivos.

São várias as controvérsias sobre os teores de metais pesados considerados normais nos diferentes compartimentos do ecossistema. Brooks (1983) sugere como médias mundiais normais para Pb disponível no solo valores até 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para Mn até 850 $\mu\text{g.g}^{-1}$, enquanto, Allen (1989) sugere para Pb valores entre 2 – 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para Mn entre 5 – 500 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Levando-se em consideração os níveis de normalidades sugeridos pelos autores op. cit., os elementos analisados encontram-se abaixo dos limites de normalidades, indicando eficácia no processo de recuperação executado nas áreas 4 e 6, no tocante a disponibilidade de Mn e Pb no solo.

No tratamento de efluente de DAM adotado pela mineradora na Mina do Trevo os parâmetros de qualidade do efluente são reduzidos a níveis aceitáveis pela legislação brasileira, exceto para o caso de Mn que ainda assim, se mantém acima do limite máximo permitido (Smaniotto, comunicação pessoal), portanto, esperava-se encontrar valores elevados desse elemento disponível no solo, fato não ocorrido.

Resultados obtidos em estudos desenvolvidos em áreas de mineração de carvão a céu aberto na região carbonífera de Criciúma têm confirmado a tendência de baixa disponibilidade de Mn e Pb no solo (ZOCHE;SILVANO, 2003; ZOCHE, 2005; COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006a; COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006b; ZOCHE-DE-SOUZA; COSTA; ZOCHE, 2006).

Zocche e Silvano (2003) detectaram valores de Mn e Pb disponíveis no solo abaixo dos limites de normalidade em áreas mineradas a céu aberto no município de Treviso, SC.

Zocche (2005) analisando os solos construídos das antigas bacias de decantação do Lavador de Capivari (Lavacap), município de Capivari de Baixo, SC, encontrou valores de Mn muito abaixo dos limites de normalidade.

Costa; Zocche; Zocche-de-Souza (2006a) e Zocche-de-souza; Costa; zocche (2006) em estudos preliminares realizados nas mesmas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo, Siderópolis, SC, porém com um universo amostral de cinco repetições, evidenciaram a disponibilidade de Mn e Pb abaixo dos limites de normalidade.

Ao se levar em consideração os estudos dos autores op cit., observa-se que apesar de ter se aumentado o universo amostral de cinco para 30 amostras em cada área, a tendência verificada desde o início , quanto a disponibilidade de metais no solo, se mantém.

No Brasil ainda não foram definidos níveis de referência de metais pesados no solo, para uma possível avaliação de contaminação (FADIGAS et al., 2002). Portanto, as comparações dos resultados obtidos para os íons de Mn e Pb no presente trabalho e nos acima citados, com as médias mundiais sugeridas por Brooks (1983) e Allen (1989), são arbitrárias, uma vez que as condições ambientais

(clima, rocha matriz, processo de formação do solo, entre outras) dos locais onde os trabalhos desses autores foram desenvolvidos, são totalmente diferentes das condições ambientais da nossa região. Porém a falta de um protocolo (*background*) de concentrações de metais pesados para a Bacia Carbonífera Catarinense força a comparação com essas médias mundiais.

Quando comparada às concentrações médias de Mn e Pb disponíveis no solo das três áreas estudadas (Tabela 2), observa-se que em relação a área controle, tanto o Mn quanto o Pb, mostram-se mais elevado nas áreas 4 e 6, no entanto quando confronta-se as área 4 e 6, o valor médio do elemento Mn é maior na área 4, já o elemento Pb possui o mesmo valor médio nas duas áreas.

Ao serem testadas estatisticamente, por meio do teste “t” (Tabela 3), apenas as concentrações médias de Pb entre a área controle e as áreas 4 e 6 mostraram diferença estatística significativa, uma vez que o “t” calculado é maior que o “t” tabelado

Tabela 3 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de íons de Mn e Pb trocáveis ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no solo coletado nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC. Onde: Área não-minerada (ANM), Área 4 (A4) e Área 6 (A6). Valores sublinhados são significativos a $P < 0,05$.

Metais	Áreas	t calculado ($t_{0,05;gl} = t$ tabelado)
Mn	ANM/A4	-1,46 ($t_{0,05;38} = 2,02$)
	ANM/A6	-1,62 ($t_{0,05;38} = 2,02$)
	A4/A6	0,32 ($t_{0,05;58} = 2,00$)
Pb	ANM/A4	<u>-6,77</u> ($t_{0,05;38} = 2,02$)
	ANM/A6	<u>-6,78</u> ($t_{0,05;38} = 2,02$)
	A4/A6	0,02 ($t_{0,05;58} = 2,00$)

Apesar da diferença entre a concentração média de Mn disponível no solo das áreas 4 e 6 não serem estatisticamente significativas, observa-se uma leve queda na disponibilidade desse elemento no solo da área 6 em relação a área 4 (Tabela 2). Esse fato pode ser justificado pelo aperfeiçoamento da técnica de recuperação da área, uma vez que a mesma iniciou em meados de 2002 pela área 4, um ano depois o processo de recuperação foi empregado na área 6, porém com melhorias, como o aumento da espessura da camada de argila sobre os estéreis, de 0,30 m para 0,80 m, o que pode ter neutralizado com mais eficácia os poluentes que por ventura pudessem migrar para a camada superficial do solo construído.

Além disso, há de se levar em consideração que pelo fato da recuperação da área 6 ter sido mais recente do que a da área 4, no momento das coletas de

solo, os insumos adicionados ao mesmo (calagem, matéria orgânica, materiais pouco intemperizados) poderiam ainda estar atuando, o que levou a uma menor disponibilidade de elementos na forma trocável no solo da área 6, situação que pode se modificar com o passar do tempo pela perda da capacidade de tamponamento do solo construído.

Ao contrário dos solos naturais, o solo recém construído, como os da área de estudo, ainda não alcançou um estado de equilíbrio (*steady state*) com as condições do ambiente de superfície, estando sujeito a mudanças nas suas propriedades (KÄMPF et al., 2000). Nas áreas de mineração de carvão a céu aberto recuperada que ainda mantém restos de rejeitos minerais, essas mudanças podem ser ocasionadas por diversos fatores, como a acidificação por meio da oxidação da pirita (ABRAHÃO; MELLO, 1998; CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003).

O comportamento do metal no solo e os efeitos biológicos causados pela presença destes em concentrações elevadas, depende dos processos que os disponibilizem, assim como dos fatores que influenciam suas formas químicas na solução do solo. Dentre esses fatores destacam-se o conteúdo de argila e matéria orgânica (ALLOWAY, 1990; ADRIANO et al., 1997; ROSSELLI; KELLER; BOSCHI, 2003; SCHULTZ et al., 2004), pH do solo (ALLOWAY, 1990; ADRIANO et al., 1997; ROSSELLI; KELLER; BOSCHI, 2003; SCHULTZ et al., 2004), condições redox (ALLOWAY, 1990; ADRIANO et al., 1997; SCHULTZ et al., 2004), capacidade de troca catiônica (ADRIANO et al., 1997; ROSSELLI; KELLER; BOSCHI, 2003), presença de os óxidos de ferro e alumínio (ADRIANO et al., 1997), temperatura (SCHULTZ et al., 2004), adsorção dos íons aos constituintes do solo (ALLOWAY, 1990) e atividade microbiológica (SCHULTZ et al., 2004).

3.3 Concentração de Manganês e Chumbo em *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase

Os metais pesados do solo podem ser absorvidos pelas plantas na forma de íons livres (TYLER et al., 1989). A absorção acontece passivamente com o fluxo de água nas raízes, ou por transporte ativo através da membrana plasmática das células da epiderme da raiz. Sob condições de crescimento normais, algumas plantas podem acumular certos íons de metal numa magnitude maior que conteúdo médio do solo (KIM et al., 2003), no entanto a absorção de metal pelas raízes de

plantas depende da sua disponibilidade (DÍEZ-LÁZARO; KIDD; MONTERROSO-MARTÍNEZ, 2006), umidade do solo, presença de íons antagônicos, espécie, órgão e idade da planta (BROOKS, 1983; ADRIANO et al., 1997).

Em *A. obtusifolius* os valores de concentração do elemento Pb estavam muito abaixo do limite de detecção do aparelho, tanto em raízes quanto em folhas (Tabela 4). Portanto, todos os tratamentos estatísticos foram aplicados somente para o conteúdo de Mn na planta estudada.

Malavolta (1994) justifica que o chumbo no solo é o menos móvel dos metais pesados, sendo sua disponibilidade influenciada pelo alto teor de argila que fixa o chumbo. No entanto Costa et al. (2004) afirmam que o chumbo pode até ser absorvido pelas raízes, mas não é translocado para as partes aéreas, ficando retido na raiz, enquanto que o manganês, zinco, níquel migram do solo para qualquer parte da planta com maior facilidade.

O conteúdo total de Mn em *A. obtusifolius* (Tabela 4) evidencia que, com exceção dos valores detectados nas folhas da área 4 e nas raízes da área 6, os demais valores médios e medianos não são bons parâmetros a serem analisados, pois as médias e medianas estão muito distantes entre si. Os valores de desvios padrão apresentaram-se baixos em todos os casos analisados, já o coeficiente de variação só foi considerado baixo conforme Riboldi (1993) para Mn nas raízes e folhas da área controle.

Tabela 4 – Parâmetros estatísticos relativos às concentrações ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de Mn e Pb em *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase coletados no solo construído das áreas 4 e 6 da Mina

Parâmetros estatísticos	Área não-minerada				Área 4				Área 6			
	Mn		Pb		Mn		Pb		Mn		Pb	
	Raiz	Folha	Raiz	Folha	Raiz	Folha	Raiz	Folha	Raiz	Folha	Raiz	Folha
Média	185,1	187,9	-	-	176,9	260,7	-	-	144,0	237,8	-	-
Mediana	170,0	191,0	-	-	148,0	252,0	-	-	141	248,5	-	-
Desvio padrão	33,6	15,4	-	-	90,2	121,7	-	-	48,2	74,1	-	-
Amplitude	149,0	156,0	-	-	71,3	55,8	-	-	68,4	112,0	-	-
	254,0	209,0			401,0	480,0			284,0	437,0		
CV (%) ^a	18,2	8,2	-	-	51,9	47,0	-	-	33,5	27,1	-	-
Méd. mun. ^b	50 – 1000		0,05 – 3				-	-			-	-

do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.

^a Coeficiente de Variação; ^b Médias mundiais sugeridas por Allen et al. (1989)

Os limites de normalidades para os tecidos vegetais, assim como para o solo, também são controversos. Allen (1989) sugere como limites de normalidade para Mn entre 50 – 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para Pb valores entre 0,05 – 3 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Já Brooks

(1983) sugere para Mn valores de até $4800 \mu\text{g.g}^{-1}$ e para Pb valores de até $70 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Levando-se em consideração os limites de normalidade propostos pelos autores op cit. as amplitudes de concentração total de Mn nos tecidos de *A. obtusifolius* das três áreas (Tabela 4) estão dentro dos valores sugeridos.

Porto et al. (1986) ressalta que a vegetação natural é um espelho da constituição de seu substrato, sendo que baixas disponibilidades de metais pesados no solo resultam em baixas concentrações nas plantas, sendo ainda possível o acúmulo nas plantas independentemente da quantidade presente no solo.

A entrada de elementos tóxicos nas plantas é evitada por mecanismos de tolerância de metais pesados, até um certo limiar, acima desse limiar as plantas perdem a capacidade seletiva, permitindo a entrada de enormes quantias de íons tóxicos (BROOKS, 1972; 1983).

Os mecanismos de tolerância a metais pesados são vários, como o impedimento da absorção em consequência da alteração da permeabilidade da membrana plasmática, mudança na capacidade de absorção, aumento da exsudação de substâncias quelantes, além de mecanismos bioquímicos (SHAW 1989; SHAT; KALFF, 1992 apud CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002).

As plantas ainda podem responder aos metais pesados disponíveis no solo por meio de estratégias de absorção seletiva, onde elas os mantêm em concentração relativamente baixas nos seus tecidos, evitando absorção excessiva e transporte de metais, apesar das concentrações do solo (McGRATH et al., 2001; OZTURK et al., 2003).

Duvigneud (2000) considera que existem espécies acumuladoras que acumulam os elementos em excesso no solo e concentradoras que concentram elementos que se encontram em concentração normal no solo.

A. obtusifolius se comportou como uma espécie concentradora, segundo classificação de Duvigneud (2000), apesar da baixa disponibilidade de metais no solo. Como é uma espécie forrageira deve ser monitorada com cuidado, a fim de verificar se não causará danos à saúde humana, ou em outras condições, se não estará contribuindo para o aumento da concentração de elementos tóxicos ao longo da cadeia alimentar.

O comportamento de espécie concentradora assumindo por *A. obtusifolius* no presente estudo pode ser justificado apenas se considerarmos o fato de que as

raízes dessa gramínea se mantêm na camada superficial do solo, ou seja, na camada de argila adicionada ao mesmo. Para espécies que apresentam sistema radial mais profundo (superior a 0,80 m) esse mesmo raciocínio não pode ser aplicado, pois tais raízes podem atingir os estéreis que muitas vezes apresentam teores de metais superiores aqueles detectados na camada superficial do solos estudado. Brooks (1972;1983) assinala que a propriedade do sistema radial influencia na absorção e acumulação dos elementos nas plantas.

Zocche e Silvano (2003) detectaram valores de Pb acima dos limites de normalidades ($26,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos de *Axonopus* sp. coletados em áreas de mineração de carvão a céu aberto não-recuperadas, no município de Treviso (SC).

Zocche (2005) analisando a concentração total de Zn e Pb nos tecidos de *Brachiaria decumbens* Stapf, coletadas na área recuperada do antigo Lavacap, município de Capivari de Baixo, SC, detectou concentrações totais abaixo dos limites de normalidade.

Costa; Zocche; Zocche-de-Souza (2006a) evidenciaram concentrações totais de Zn, Pb e Mn abaixo dos limites de normalidades nos tecidos de *A. obtusifolius*, coletados em áreas mineradas e não-mineradas no município de Treviso, SC e áreas recuperadas na Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Paschke; Valdecantos; Redente (2005) analisando gramíneas utilizadas para a recuperação de áreas contaminadas por manganês nos Estados Unidos, não evidenciaram concentrações elevadas desse elemento, mesmo quando presentes em níveis altos no substrato, nas plantas, considerando-as desta forma, resistentes a metais pesados.

Os autores op cit. assinalam ainda que o conhecimento sobre os limiares de toxicidade do manganês em plantas perenes, como as gramíneas, são limitados, contudo constataram que as concentrações de manganês nas plantas aumentam com a sua disponibilidade no solo. Fato este também comprovado no presente estudo.

Entretanto, a determinação dos limiares de toxicidade de metais pesados em plantas podem ser dificultados devido a interações complexas entre o metal tóxico e outros elementos nutrientes, como também outros fatores biológicos e físicos complexos (FOY et al., 1978). Apesar da disponibilidade de metais pesados ser uma condição prévia para a toxicidade, nem sempre este condiciona a toxicidade (SCHULTZ, et al., 2004).

Outros fatores, como estágio de desenvolvimento da planta (idade), tempo de exposição ao metal e o metal considerado, refletem nos teores de metais pesados nas plantas. Elementos como manganês, zinco, cádmio e boro tem grande mobilidade no interior das plantas, no entanto, o chumbo e o mercúrio apresentam uma capacidade de translocação muito reduzida (ALLOWAY, 1990).

A absorção e translocação de metais pesados pela planta podem ser afetadas também pela associação entre plantas e bactérias ou interações entre as plantas e microrganismos do solo (YOON, 2006). As raízes das plantas modificam as propriedades físicas e químicas dos solos na região da rizosfera, influenciando na disponibilidade de alguns elementos químicos (ALLOWAY, 1990). MIYAZAWA et al. (1993) evidenciaram que a disponibilidade de Mn é influenciada pela produção microbiana de ligantes orgânicos no solo.

Isto pode explicar em parte as diferenças detectadas entre os trabalhos de Zocche e Silvano (2003) e os demais trabalhos, quando comparados entre si e com os resultados do presente estudo, pelo fato de que a área minerada não-recuperada não apresenta um solo propriamente dito, mas sim um substrato que não se desenvolveu como um solo ainda.

Ao comparar-se as concentrações médias de Mn nas raízes entre as três áreas, foi observado concentrações médias maiores na área não minerada ($185,1 \mu\text{g.g}^{-1}$), seguida da área 4 ($176,9 \mu\text{g.g}^{-1}$) e da área 6 ($144,9 \mu\text{g.g}^{-1}$). Já nas folhas a concentração média foi maior na área 4 ($260,7 \mu\text{g.g}^{-1}$), seguida pelas áreas 6 ($237,8 \mu\text{g.g}^{-1}$) e não-minerada ($187,9 \mu\text{g.g}^{-1}$). No entanto, quando aplicado o teste “t” (Tabela 5) foi evidenciado diferença estatisticamente significativa apenas entre os valores médios de Mn nas raízes da área não-minerada e da área 4 ($t_{0,05;38} = 2,48$) e raízes da área não-minerada e da área 6 ($t_{0,05;38} = 2,09$).

Embora a metodologia de recuperação do solo na área 6 tenha sido aprimorada em relação a área 4, as diferenças de concentração média de Mn, tanto nas raízes, quanto nas folhas, entre a área 4 e 6 não foram estatisticamente significativas.

Tabela 5 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de Mn e Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em cada órgão de *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase coletados nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC. *Não foram detectadas concentrações de Pb na espécie analisada. Onde: ANM: área não-minerada; A4: área 4; A6: área 6.

Órgãos	Áreas	Teste “t” entre áreas	
		Metais	
		Mn	Pb*
Raízes	ANM/A4	0,27 ($t_{0,05;38} = 2,02$)	–
	ANM/A6	2,48 ($t_{0,05;38} = 2,02$)	–
	A4/A6	1,76 ($t_{0,05;58} = 2,00$)	–
Folhas	ANM/A4	-1,87 ($t_{0,05;38} = 2,02$)	–
	ANM/A6	-2,09 ($t_{0,05;38} = 2,02$)	–
	A4/A6	0,87 ($t_{0,05;58} = 2,02$)	–

Com relação a comparação entre a concentração média de Mn de órgão para órgão, entre todas as áreas estudadas, foi observado concentrações mais elevadas nas folhas de *A. obtusifolius* nas três áreas (Tabela 4), no entanto esta diferença entre a concentração de Mn nas raízes e folhas, quando aplicou-se o teste “t” (Tabela 6) verificou-se diferença estatisticamente significativa entre raízes e folhas da área 4 ($-3,02$ $t_{0,05;58} = 2,00$) e raízes e folhas da área 6 ($-5,80$ $t_{0,05;58} = 2,00$).

Tabela 6 – Significância estatística (teste “t”) entre as diferenças de concentração média de Mn e Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) entre raízes e folhas de *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase intra-áreas coletados nas áreas 4 e 6 da Mina do Trevo e em área não-minerada na comunidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC. Onde: Área não-minerada (ANM), Área 4 (A4) e Área 6 (A6). Valores sublinhados são significativos a $P < 0,05$.

*Não foram detectadas concentrações de Pb na espécie analisada.

Teste “t” intra-áreas			
Metais	Área não-minerada	Área 4	Área 6
Mn	- 0,23 ($t_{0,05;18} = 2,01$)	-3,02 ($t_{0,05;58} = 2,00$)	-5,80 ($t_{0,05;58} = 2,00$)
Pb*	–	–	–

Zocche (1989) trabalhando com *Piptochaetium montividente* (Spreng) e *Cynodon dactylon* (L.), em áreas de mineração de carvão a céu aberto em Butiá (RS), encontrou concentrações médias de Pb mais elevadas nas raízes do que nas folhas e concentração de Mn mais elevada nas folhas que nas raízes destas plantas, tanto para áreas mineradas, quanto para áreas não-mineradas.

Em trabalho realizado com gramíneas forrageiras do gênero *Axonopus* spp., em área minerada a céu aberto no município de Treviso, SC, Zocche e Silvano (2003) detectaram concentrações de Pb mais elevadas nas raízes em áreas não-

mineradas e nas folhas em áreas mineradas; enquanto que concentrações de Mn mais elevadas nas raízes do que nas folhas de ambas as áreas.

Zocche (2005) analisando concentração de Mn em raízes e folhas de *B. decumbens*, cultivada em solo construído sobre áreas de depósitos de cinzas da usina termoeletrica de carvão, no município de Capivari de Baixo, SC, detectou valores mais elevados deste elemento em suas folhas, embora estivessem abaixo dos limites de normalidade.

Costa (2005) em estudo preliminar nas áreas 4 e 6, com universo amostral de cinco repetições, já havia evidenciado concentrações médias de Mn maior nas raízes e folhas de *A. obtusifolius* coletados na área 4 e 6 (127,94 e 328, 40 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente), confirmando o resultado do presente estudo.

Costa; Zocche; Zocche-Souza (2006) estudando a concentração de Zn e Pb em *A. obtusifolius* que se desenvolvem espontaneamente em áreas de mineração de carvão a céu aberto detectaram concentrações mais elevadas dos dois metais nas folhas desta planta.

Portanto, com exceção do trabalho de Zocche e Silvano (2003), nos demais estudos citados (ZOCHE, 1989; ZOCHE, 2005; COSTA, 2005) o manganês encontrou-se em maior concentração nas folhas de gramíneas.

Apesar de Zanardi Junior e Porto (1992) afirmarem que nas espécies herbáceas há a tendência de acúmulo de metais pesados nas raízes, este fato não se confirmou no presente estudo, e em vários outros acima citados, no entanto corrobora com Larcher (2000) que assinala que o elemento Mn acumula-se preferencialmente nas folhas.

A concentração de metais nas plantas é espécie-específica, no que diz respeito ao tipo de metal, a espécie vegetal e ao órgão da planta (BROOKS, 1972; 1983; ERNST, 1972) a idade e ao estado de saúde da planta.

Diversos autores (PORTO, 1981; 1986; ZOCHE, 1989; GIRARDI-DEIRO, 1999; SOARES, 2001; CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002; YANQUN et al., 2004; ZOCHE, 2005; COSTA; ZOCHE; ZOCHE-DE-SOUZA, 2006; ZOCHE-SOUZA; COSTA; ZOCHE, 2006; DÍEZ-LÁZARO; KIDD; MONTERROSO-MARTÍNEZ, 2006) observaram em seus estudos que a concentração de metais pesados é específica para cada órgão e população vegetal, sendo ao mesmo tempo muito variável de espécie para espécie e de um determinado órgão para outro.

No presente estudo verificou-se a variação de concentração de órgão para órgão na mesma espécie, estando de acordo, portanto com as observações dos autores acima citados.

As plantas diferem-se não apenas na sua capacidade de acumular elementos presentes no solo, mas também nas suas respostas ao aumento ou decréscimo na quantidade dos elementos constituintes do mesmo, na forma disponível. A presença de metais pesados nas plantas indica sua presença no solo, porém não há uma dependência direta entre o conteúdo dos elementos químicos na forma assimilável e seu conteúdo na planta (MALYUGA, 1964; BROOKS, 1972; 1983); isto é, as relações entre concentrações de metais pesados no solo e plantas dependem do tipo de planta e do tipo de metal podendo ou não haver relação direta entre estas duas variáveis.

No entanto, alguns autores observaram em seus estudos que em muitos casos as concentrações de metais pesados disponíveis no solo são semelhantes às concentrações encontradas nas plantas, o que indica que a disponibilidade de metais pesados no solo tem efeito nas concentrações detectadas nas plantas, ou seja, quando a disponibilidade aumenta no solo, aumenta também a concentração nos tecidos vegetais (PORTO et al., 1986; SOARES, 2001; CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002; YANQUN, 2005; PENDERGRASS; BUTCHER, 2006).

Com exceção do coeficiente de correlação de Sperman entre o conteúdo disponível no solo e total nas raízes de *A. obtusifolius* ($r_s_{0,05;28} = 0,381$), os demais não foram estatisticamente significativos (Tabela 7), pois os valores foram menores que os tabelados. No entanto existe proporcionalidade direta entre as variáveis, uma vez que todos os coeficientes foram positivos, o que indica que quando aumenta o conteúdo de Mn disponível no solo, aumenta também nas raízes e nas folhas, assim como quando a concentração é elevada nas raízes, as concentrações nas folhas tendem a aumentar. Geralmente o teor e acúmulo do elemento nos tecidos são em função de sua disponibilidade na solução do solo, e os teores nas raízes e parte aérea da planta, aumentam com a elevação da concentração de metais na solução do solo (GUSSARSSON et al., 1995).

Soares et al. (2001) verificaram que os teores de zinco, cádmio, cobre e chumbo nas raízes, caules e folhas de plantas arbóreas foram significativamente influenciados pela contaminação do solo.

Carneiro; Siqueira; Moreira (2002) observaram que as concentrações de cadmio e zinco na parte aérea das plantas aumentaram com a elevação na proporção de solo contaminado por esses metais.

Tabela 7 – Coeficiente de correlação de Spearman (r_s), entre o conteúdo disponível de cada elemento estudado no solo ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o conteúdo total nas raízes e folhas ($\mu\text{g.g}^{-1}$) de *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase, em cada respectiva área (não-minerada e área 4 e 6 da Mina do trevo) Siderópolis, SC. Onde: S/R (solo e raiz); S/F (solo e folha) e; R/F (raiz e folha).

Metais	Coeficiente de correlação de Spearman (r_s)								
	Áreas								
	Área não-minerada			Área 4			Área 6		
	S/R	S/F	R/F	S/R	S/F	R/F	S/R	S/F	R/F
Mn	0,62**	0,10**	0,45**	<u>0,44***</u>	0,09***	0,26***	0,03***	0,11***	0,26***
Pb*	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Valor sublinhado coeficiente de correlação de Spearman significativo ($p < 0,05$).

*Não foi possível calcular o coeficiente de correlação de Spearman.

** 8 graus de liberdade; ***28 graus de liberdade.

Normalmente, observa-se que há certo grau de controle exercido pelas plantas na absorção de íons, o qual está relacionada à concentração iônica na solução do solo. Desta forma, a concentração de um metal pesado no ambiente pode não estar diretamente relacionado a sua concentração na planta. A habilidade das plantas em evitar a absorção desordenada de elementos pode resultar em uma resposta não linear em relação à concentração destes, na solução do solo (MALYUGA, 1964; NICHOLLS et al., 1965; BROOKS; 1972, 1983; CATALDO; WILDUNG, 1978; LIMA E CUNHA, 1982; BUSTAMANTE, 1993) o que não foi observado no presente estudo.

3.4 Composição florística e estrutura vegetacional

3.4.1 Florística

Os levantamentos florísticos são de extrema importância, pois contribuem para evidenciar a riqueza biológica da área levantada e oferecem informações acerca da distribuição geográfica das espécies (QUADROS et al., 2003).

No levantamento florístico registrou-se 160 entidades taxonômicas (Tabela 8) pertencentes a 84 gêneros e 32 famílias. Dentre estas, identificou-se dois táxons somente em nível de família, 17 em nível de gênero e três espécies não foram identificados, sendo denominados de espécies indeterminadas.

Designou-se as espécies *Axonopus* espécie nova 1 (*Axonopus parodii*) e *Axonopus* espécie nova 2 (*Axonopus araujo*) devido ao fato de já terem sido identificadas como novas espécies pertencentes ao gênero *Axonopus*, no entanto ainda não descreveu-se cientificamente (Prof.^a Dr^a Ilse Bondrini, comunicação pessoal).

Tabela 8 – Relação das 160 entidades taxonômicas registradas no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.

Família/Nome científico
1. ALISMATACEAE <i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltdl.
2. AMARANTHACEAE <i>Chenopodium</i> cf. <i>retusum</i> Juss. ex Moq. <i>Chenopodium</i> sp.
3. APIACEAE <i>Centella hirtella</i> Nannf.
4. APOCYNACEAE <i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.
5. ASTERACEAE <i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC. <i>Ageratum conyzoides</i> L. <i>Aspilia</i> cf. <i>setosa</i> Griseb. <i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron <i>Baccharis conyzoides</i> DC. <i>Baccharis cylindrica</i> (Less.) DC. <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. <i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill. <i>Baccharis</i> cf. <i>trimera</i> (Less.) DC.

Baccharis uncinella DC.
Baccharis cf. *usterii* Heering
Bidens pilosa L.
Conysa bonariensis (L.) Cronquist
Eclipta alba cf. Hassk.
Emilia cf. *fosbergii* Nicolson
Erechtites hieraciifolius (L.) Raf. ex DC.
Erechtites valerianaefolia (Wolf) DC.
Eupatorium cf. *bupleurifolium* DC.
Eupatorium laevigatum Lam.
Eupatorium inulaefolium H.B. & K.
Eupatorium casarettoi (B.L. Rob.) Steyerm.
Eupatorium sp.1
Eupatorium sp.2
Gamochaeta americana (Mill.) Wedd.
Helianthus laetiflorus Pers.
Mikania cordifolia (L.F.) Willd.
Mikania micrantha H.B. & K.
Pluchea sagittalis (Lam.) Cabrera
Pluchea sp.
Pterocaulon lanatum Kuntze
Solidago chilensis Meyen
Stenachaenium sp.
Tagetis minuta L.
Vernonia tweediana Baker

6. BLECHNACEAE (Pteridophyta)

Blechnum glandulosum Link

7. CARYOPHYLLACEAE

Drymaria cordata (L.) Willd.

8. COMMELINACEAE

Commelina cf. *difusa* Burm f.
Commelina erecta L.

9. CONVOLVULACEAE

Ipomoea cf. *grandifolia* (Dammer) O'Donell

10. CYPERACEAE

Cyperus haspan haspan Kük
Cyperus hermaphroditus Standl.
Cyperus iria L.
Cyperus meyenianus Kunth.
Cyperus odoratus L.
Cyperus polystachyos Rottbell
Cyperus virens Michx.
Cyperus sp.1
Cyperus sp.2
Cyperus sp.3
Cyperus sp.4
Eleocharis montana (Kunth) Roem. & Schult.

Fimbristylis complanata (Retz.) Link
Fimbristylis dichotoma Vahl.
Fimbristylis sp.
Kyllinga brevifolia Rottb.
Pycneus polystachyus (Rottb.) P. Beauv.
Rhynchospora asperula (Nees) Steud.
Rhynchospora barrosiana E.R. Guaglianone
Rhynchospora corymbosa (L.) Britt
Rhynchospora emaciata (Ness) Boeck.
Rhynchospora cf. *holoschoenoides* (Rinch.) Herter
Rhynchospora sp.
Scleria hirtella Sw.
Cyperaceae sp. Nova

11. EUPHORBIACEAE
Croton celtidifolius Baill

12. FABACEAE
Aeschynomene sensitiva Sw.
Canjanus cajan (L.) Millsp.
Desmodium adscendens (Sw.) DC.
Desmodium cf. *barbatum* (L.) Benth. in Miq.
Desmodium incanum DC.
Indigofera campestris Bonq.
Senna macranthera Irwin et Barneby
Vigna luteola (Jacq.) Benth.

13. HYPERICACEAE
Hypericum brasiliense Choisy

14. IRIDACEAE
Sisyrinchium micranthum Cav.

15. JUNCACEAE
Juncus imbricatus Laharpe *uncus marginatus* Rostk.
Juncus marginatus Rostk.
Juncus microcephalus Bonpand & Kunth
Juncus scirpoides Lam.

16. LAMIACEAE
Hyptis cf. *mutabilis* (Rich.) Briq.
Hyptis cf. *pectinata* (L.) Poit

17. LYCOPODIACEAE (Pteridophyta)
Lycopodium cernuum L.

18. LYTHRACEAE
Cuphea carthagenensis (Jacq.) Macbr.

19. MALVACEAE
Sida rhombifolia L.

20. MELASTOMATACEAE

Tibouchina herbacea (DC.) Cogn.
Tibouchina urvilleana (DC.) Cogn.
Tibouchina versicolor (Lind.) Cogn.

21. ONAGRACEAE

Ludwigia decurrens Walter
Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H. Hara
Ludwigia longifolia (DC.) Hara
Ludwigia multinervia (Hook. & Arn.) Ramamoorthy
Ludwigia octovalvis (Jacq.) P.H. Raven

22. ORCHIDACEAE

Epidendrum fulgens A. Brongn

23. PLANTAGINACEAE

Scoparia dulcis L.
Mecardonia sp.

24. PHYTOLACCACEAE

Phytolacca thyrsiflora Fenzl ex Schm.

25. PHYLLANTHACEAE

Phyllanthus sp.

26. POACEAE

Andropogon bicornis L.
Andropogon leucostachyus Kunth in Humb.
Andropogon sp.
Axonopus jesuiticus (Araújo) Valls
Axonopus obtusifolius (Raddi) Chase
Axonopus polystachyus G.A. Black
Axonopus espécie nova 1 (*Axonopus parodii*)
Axonopus espécie nova 2 (*Axonopus araujoï*)
Bothriochloa exaristata (Nash) Henrard
Calamagrostis viridiflavescens (Poir.) Steud.
Coelorhachis sp. cf.
Cortaderia selloana (Schult.) A & G
Dichanthelium sabulorum (Lam.) Gould & C.A. Clark
Digitaria violascens Link
Echinochloa crusgalli (L.) P. Beauv.
Eleusine indica (L.) Gaertn.
Eragrostis pilosa (L.) P. Beauv.
Ischaemum minus J. Presl
Melinis minutiflora P. Beauv.
Melinis repens (Willd.) Zizka
Panicum aquaticum Poir. In Lan
Panicum maximum Jacq.
Panicum sabulorum Lam.
Panicum sellowii Nees
Paspalum conjugatum Bergius
Paspalum corcovadense Raddi

Paspalum dilatatum Poir.in Lam.
Paspalum intermedium Munro ex Morong & Britton
Paspalum mandiocanum Trin.
Paspalum notatum Flüggé
Paspalum pauciciliatum (Parodi) Herter
Paspalum pumilum Nees
Paspalum regnellii Mez.
Paspalum urvellei Steud.
Sacciolepis indica (L.) Chase
Schizachyrium microstachyum (Desv.) Roseng., B.R. Arr. & Izag
Setaria parviflora (Poir.) Kerguelen
Steinchisma decipiens (Ness ex Trin.) W.V.Br.
Steinchisma hians (Elliott) Nash in Small
Steinchisma laxa (Sw.) Zuloaga
Urochloa plantaginea (Link) Webster
 Poaceae 1

27. POLYGONACEAE

Polygonum cf. *acuminatum* H.B. & K.
Polygonum hydropiperoides L.

28. PTERIDACEAE (Pteridophyta)

Pityrogramma calomelanos (L.) Link
Pteridium aquilinum (L.) Jun

29. RUBIACEAE

Diodia alata Nees & C. Mart.
Diodia radula Cham. et Schlecht
Diodia sp.3
Diodia sp.4
Richardia brasiliensis Gomes

30. SOLANACEAE

Solanum americanum Mill.
Solanum cf. *variabile* Mart.

31. SCHIZAEACEAE (Pteridophyta)

Lygodium volubile Sw.

32. VERBENACEAE

Verbena litoralis Kunth

INDETERMINADAS

Indeterminada 1
 Indeterminada 3
 Indeterminada 4

As famílias mais representativas foram Poaceae com 20 gêneros e 42 espécies, seguida por Asteraceae com 20 gêneros e 34 espécies, Cyperaceae com

sete gêneros e 25 espécies e Fabaceae com seis gêneros e oito espécies. Essas quatro famílias contribuíram com 64% dos gêneros e 71% das espécies registradas no presente estudo (Figuras 11 e 12).

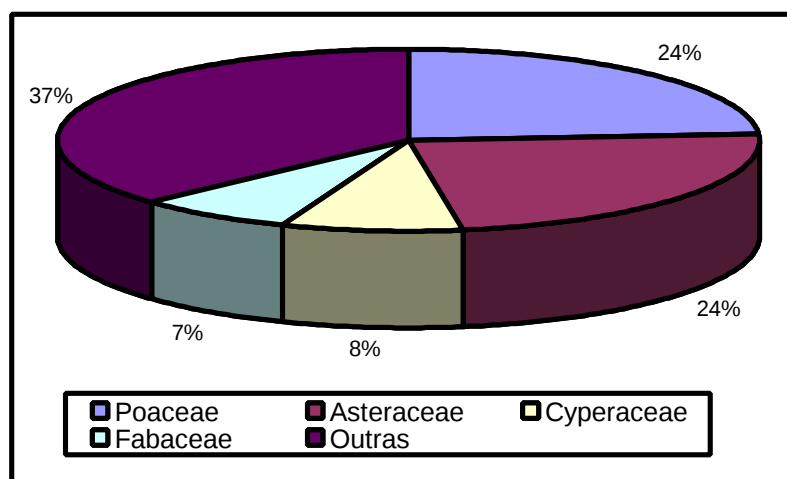


Figura 11 – Distribuição dos gêneros por família registrado no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.

Citadini-Zanette (1982) inventariando áreas de mineração de carvão a céu aberto que receberam deposição de solo sobre os rejeitos após o término das atividades, no município de Siderópolis, SC, registrou 69 espécies, pertencentes a 27 famílias, sendo Poaceae (19 espécies), Cyperaceae (7) e Asteraceae (6), as mais representativas.

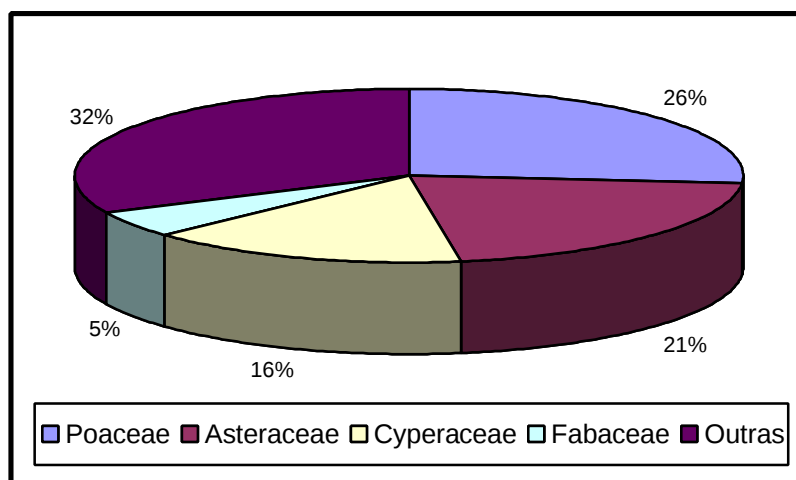


Figura 12 – Distribuição das espécies por família registrado no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam as áreas recuperadas (4 e 6) na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.

Zocche e Porto (1993) em estudo florístico comparativo entre uma área de campo natural e duas áreas de carvão mineradas a céu aberto recuperadas, com um hectare cada, na Mina Recreio, Butiá, RS, registraram 120 espécies, pertencentes a 78 gêneros e 31 famílias, das quais 60 espécies ocorreram exclusivamente na área de campo natural e 10 nas áreas mineradas a céu aberto recuperadas. Dentre as famílias registradas, as mais representativas foram Poaceae (29 espécies), Asteraceae (21) e Cyperaceae (13).

Levantando espécies que se desenvolvem diretamente sobre estéreis da mineração e em áreas que receberam cobertura de argila, nos municípios de Siderópolis e Urussangua, SC, Citadini-Zanette e Boff (1992) registraram 97 espécies pertencentes a 33 famílias, sendo Poaceae e Asteraceae (22 espécies cada) as mais comuns.

Mais recentemente, Santos (2003) sobre pilhas de estéreis da mineração de carvão a céu aberto, em Siderópolis, SC, levantou 83 espécies pertencentes principalmente às famílias Asteraceae (30) e Poaceae (10).

Como se pode observar nos levantamentos florísticos do estrato herbáceo-arbustivo em áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto acima citados, assim como outros realizados no sul do Brasil, em áreas sem influência de mineração de carvão (BUSELATO; BUENO, 1981; BUENO et al., 1987; BOLDRINI; MIOTTO, 1987; GIRARDI-DEIRO, 1999; ZOCHE, 2002; FRIZZO; PORTO, 2004; DANIEL, 2006) a representatividade das famílias no presente estudo confirma uma tendência, onde Poaceae e Asteraceae aparecem como as mais comum, alterando por vezes apenas a sua ordem.

Prach e Pysiek (2001) e Wiegleb e Felinks (2001) ressaltam que floristicamente, a vegetação de áreas que sofrem qualquer processo de mineração é muito complexa, por conter espécies exclusivas e de natureza individualista, quando comparadas à área não mineradas.

A vegetação que se estabeleceu nas áreas recuperadas 4 e 6 da Mina do Trevo, é constituída basicamente por plantas pioneiras e ruderais, pouco exigentes e com grande capacidade de adaptação a ambientes hostis. No entanto, exercem um papel muito importante no início do processo de recuperação destas áreas, uma vez que estabilizam e incrementam os nutrientes do solo, favorecendo a sucessão ecológica, sendo a aceleração da gênese do solo, conforme Abrahão e Mello (1998) um dos maiores interesses em qualquer estratégia de recuperação de áreas degradadas.

O estabelecimento e colonização de plantas pioneiras nas áreas em processo de recuperação é importante, pois estas modificam o hábitat artificial, preparando-o para os estádios sucessionais superiores (WONG, 2003).

O fato de Poaceae e Fabaceae estarem entre as famílias de maior representatividade, é de extrema relevância, uma vez que essas exercem papéis importantes no processo de recuperação de áreas degradadas.

As poáceas pelo seu extenso sistema radicular concentrado na superfície, têm efeito sobre a estabilidade do solo, evitando a erosão e lixiviação dos nutrientes. As fabáceas, por sua vez, têm a propriedade de aumentar a matéria orgânica do solo, além de se associar mutualisticamente com bactérias e fungos, propiciando uma rápida recuperação da atividade biológica do solo e da sua fertilidade (BARTH, 1989; CAMPELLO, 1998; REINERT, 1998; WONG, 2003).

3.4.2 Suficiência amostral

Para amostrar uma comunidade vegetal, é necessário decidir o número de unidades amostrais utilizadas, quanto maior o número de unidades amostrais, mais precisa será a estimativa da variável considerada (MATTEUCCI; COLMA, 1982; ORLÓCI; PILLAR, 1988).

Em estudos fitossociológicos, o tamanho ideal da amostra é alcançado quando o atributo de interesse começa a ter estabilidade, não havendo necessidade de agregar-se novas unidades amostrais à amostra (ORLÓCI; PILLAR, 1989) o número de unidades amostrais deve sempre atingir um mínimo de suficiência amostral (ZOCHE, 1989).

Para Mueller-Dombois; Ellenberg (1974). A suficiência amostral é atingida quando um aumento de 10% no número de unidades amostrais, corresponder a um incremento de apenas 5% no número de novas espécies.

A área mínima que representa uma comunidade vegetal deve corresponder a um número mínimo de espécies e pode ser obtida por meio da curva espécie-área (BRAUN-BLANQUET, 1979). A curva espécie-área, que ilustra a relação entre área amostrada e número de espécies (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) é o instrumento mais utilizado para confirmar o alcance da suficiência amostral em estudos fitossociológicos.

A curva cumulativa espécie-área (Figuras 13 e 14) das duas áreas analisadas no presente estudo, demonstram que a amostragem fitossociológica nas áreas 4 e 6 foi satisfatória, uma vez que a suficiência amostral foi atingida.

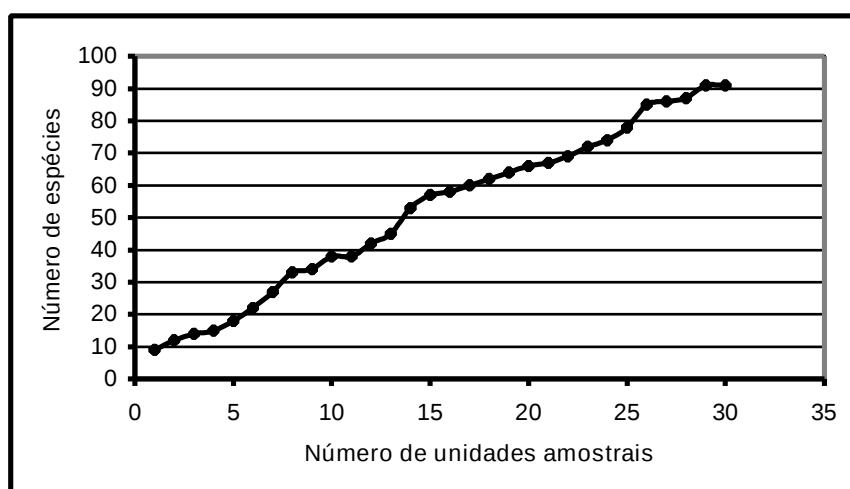


Figura 13 – Curva cumulativa do número de espécies por unidade amostral, registradas na área 4, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Na área 4 (Figura 13) observa-se tendência a estabilização em dois momentos distintos, o primeiro a partir da unidade amostral 18 e o segundo a partir da unidade amostral 26. A ocorrência dos dois patamares pode ser explicada pelo fato de que a partir da unidade 20, a local amostral apresentou uma ligeira depressão do terreno em relação as demais, fazendo com que o teor de umidade fosse mais elevado, assim o surgimento de novas espécies na amostragem.

Enquanto na área 6 (Figura 14) observou-se a estabilização em dois momentos distintos, nas unidades amostrais 16 e 26. No entanto deve-se levar em consideração que tanto na área 4 quanto na área 6, houve plantio de *A. obtusifolius* e *A. parodii* em forma de plugs, o que reflete no formato de escada da curva.

O fato de terem sido introduzidas estas duas espécies de gramíneas, altera a dinâmica sucessional, pois de acordo com a resposta de tais espécies as variáveis ambientais, teremos a evolução da comunidade em uma direção ou em outra, refletindo nos patamares registrados nas curvas espécie-área.

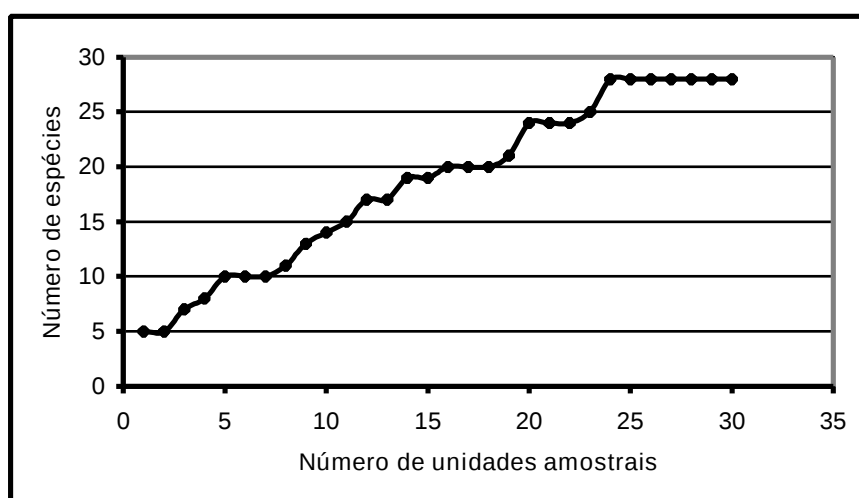


Figura 14 – Curva cumulativa do número de espécies por unidade amostral, registradas na área 6, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

A rápida estabilização da curva espécie-área ocorrida na área 6, pode ser atribuída a baixa riqueza de espécies e de ambientes encontrados nessa área. O mesmo não ocorrendo na área 4, onde ao longo da transecção foram encontrados desde ambientes totalmente secos até úmidos, propiciando maior riqueza florística. Deve-se levar em consideração também, o fato da área 4 ter sido recuperada dois anos antes da área 6, estando aquela em estágio sucessional mais adiantado que esta.

3.4.3 Estrutura vegetacional

O estudo da estrutura vegetacional visa identificar agrupamentos e o valor fitossociológico das espécies dentro de uma comunidade, no entanto, este trabalho não é fácil, pois as comunidades vegetais não são unidades fixas e muito menos são perceptíveis a primeira vista (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Nesse sentido, a fitossociologia procura verificar se entre unidades amostrais utilizadas na amostragem, e as espécies registradas, há ocorrência de grupos distintos numa ordem florística ou fitossociológica significativa (WILDI; ORLÓCI, 1996). Para auxiliar na análise da estrutura vegetacional, vem sendo utilizada cada vez mais técnicas estatísticas de multivariadas.

Fatores como, a presença de espécies ou unidades amostrais *outliers* no conjunto de dados, a existência de grupos pequenos ou grandes de unidades

amostrais que não tenham nenhuma ou poucas espécies em comum com as demais, e/ou a ocorrência de unidades amostrais com pouquíssimas espécies em comuns, podem interferir numa análise fitossociológica (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; WILDI; ORLÓCI, 1996).

Além disso, Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) chamam atenção para as espécies que ocorrem de forma esporádica ou aquelas indiferentes às variações ambientais. A manutenção de tais espécies no conjunto detectado a ser analisado do ponto de vista fitossociológico, dificultam ou até mesmo impossibilitam a análise, pelo fato de não serem boas indicadoras ambientais.

Assim sendo, os autores op cit. sugerem que na análise fitossociológica mantenha-se apenas as espécies diferenciais, excluindo-se as com ocorrências raras e constantes, isto é, com frequência menor que 10% e maior que 60%, critério adotado no presente estudo.

3.4.3.1 Estrutura vegetacional da área 4

Na área 4 registrou-se 90 entidades taxonômicas, dentre os quais identificou-se 11 táxons somente em nível de gênero, dois em nível de família e três não foram identificados (apêndice 1).

Levando-se em consideração as recomendações de Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) e Wildi e Orlóci (1996), selecionou-se 23 espécies com constância intermediária (entre 60 e 10%) resultando numa Tabela bruta (Tabela 9).

Tabela 9 – Distribuição das 23 espécies nas 30 unidades amostrais consideradas para a análise fitossociológica da área 4, com respectivos valores de densidade relativa a partir da escala de Daubenmire (1968) modificado e fatores ambientais, Mina do trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	11111111112222222223 123456789012345678901234567890
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111111111111111111111111
1 pH	44444444444444444444444444444444 222222111111222222222222222222
2 Pb	221332221222211222222222333322 045049349550162788905265033480 6351629 1473716319392774296928
3 Mn	373332112335211010243244454211 876677941093774,1,6,,52 571245 51118275 984322334 4566
4 Mg	000000111111000000111111000000 999999111111666666 666666
5 P	55555777777555555666666444444 888888888888444444111111888888
6 K	777777777776666667777777777777 555552222225555552222220000000
7 M.O.	000000000000000000111111000000 444444999999444444 777777
8 CTC	333333222224444442222222222222 00000088888855555777777444444 55555777777333333444444111111 999999111111333333111111666666
1 Desmodium incanum	1 3 2 2
2 Panicum aquaticum	1 22 22 2 2 2 222 1
3 Kyllinga brevifolia	1 222 22 22 2 1 222 1 2
4 Desmodium adscendens	1 2 2 33 1 2
6 Rhynchospora barrosiana	1 1 23 2 1 23
7 Andropogon bicornis	1 2 3 3
9 Centella hirtella	1 1 2 1 1 1 2
10 Scoparia dulcis	1 222
13 Vernonia tweediana	1 2 1 2 2
18 Cortaderia selloana	1 1 2 2 2 3
21 Axonopus polystachyus	1 2 2 1 1 2
29 Axonopus sp. nova 2	1 2 31 2 2
30 Fimbristylis dichotoma	1 2 2 2 211
36 Baccharis spicata	1 1 2 2 1
39 Mikania cordifolia	1 1 1 2 1 1
42 Verbena litoralis	1 2 1 1 1
47 Diodia radula	1 1 121212 2
49 Aeschynomene sensitiva	1 2 32
57 Ischaemum minus	1 2114 2 2
59 Cyperus virens	1 1 2 321121
62 Rhynchospora asperula	1 1 14 2 22
63 Eleocharis montana	1 2 2 2 1
87 Indigofera campestris	1 133

A análise de agrupamento pelo critério aglomerativo de variância mínima, tendo medida de similaridade a covariância, aplicada à Tabela 9, levou a decisão de trabalhar com quatro grupos de unidades amostrais (Figura 15) e quatro grupos de espécies (Figura 16) uma vez que esta divisão refletiu de forma mais clara a situação observada no campo.

Zocche (2002) testou os três métodos de classificação aglomerativa disponíveis no programa MULVA5L: ligação simples; ligação completa e variância mínima, assinalando que obteve maior clareza, na formação dos grupos de espécies e de unidades amostrais, pelo método aglomerativo de variância mínima. A utilização de métodos estatísticos de análise de agrupamento nos permite obter grupos de espécies com distribuição similar em relação a fatores ambientais, que variam numa seqüência de unidades amostrais (VALENTIN, 2000) que são classificadas em grupos, de tal forma que exista homogeneidade dentro do grupo e heterogeneidade entre grupos, tornando-se assim uma ferramenta de classificação útil em análise multivariada (PILLAR, 1999).

Valentin (2000) destaca que a análise de agrupamento pelo método de variância mínima é altamente eficiente na formação de grupos, uma vez que um grupo será reunido ao outro se essa reunião proporcionar menor aumento da variância intragrupos.

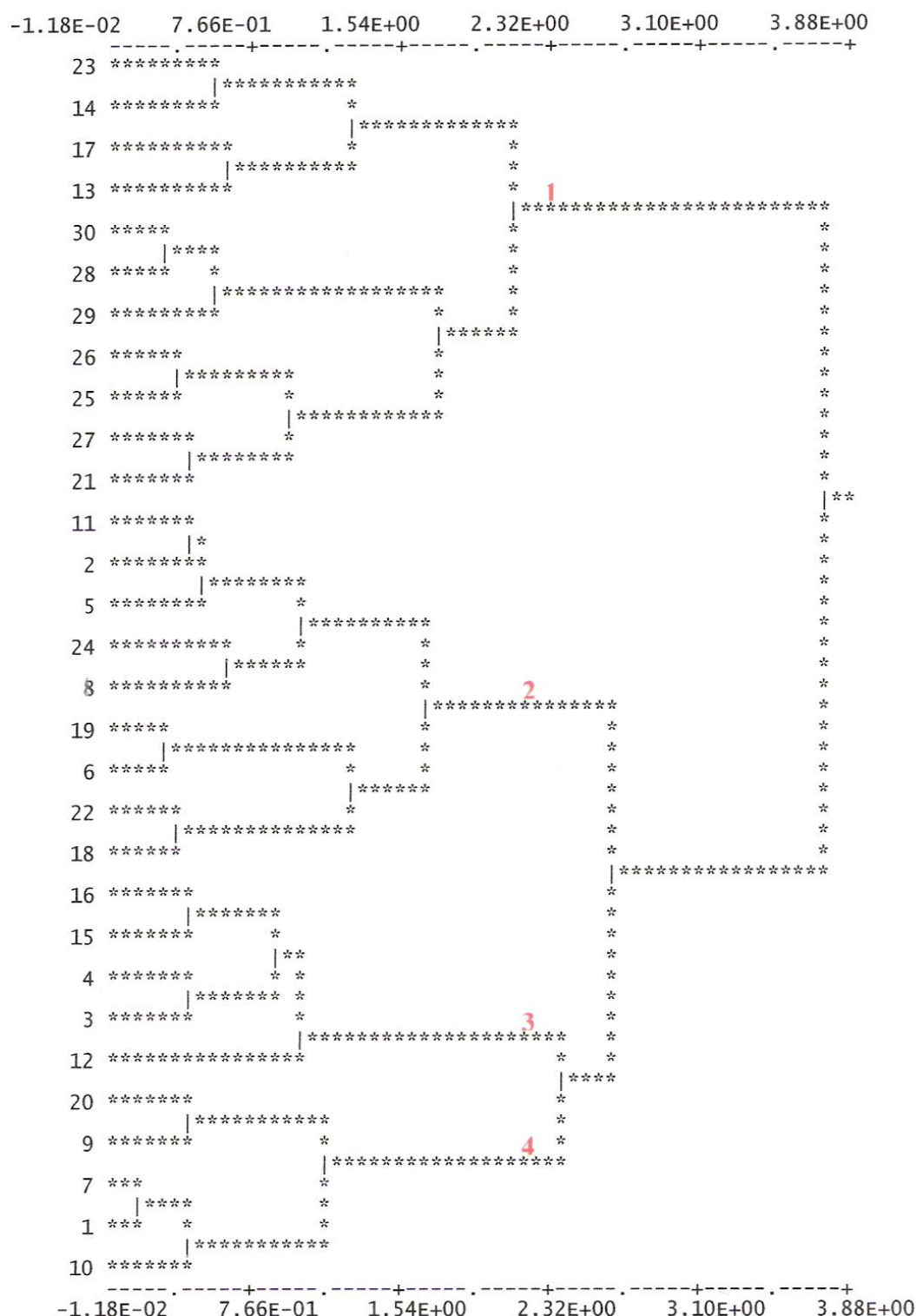


Figura 15 – Dendrograma de classificação das 30 unidades amostrais alocadas na área 4, obtido pela análise de agrupamento, aplicado a Tabela 9, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.

O agrupamento das amostras com mesmas características bióticas e abióticas, descreve de maneira mais clara e sintética possível a estrutura de um

ecossistema, determinando a composição e a extensão das suas unidades funcionais (VALENTIN, 2000).

O fato de um grupo de espécies ocorrerem juntas, em um determinado local e não em outro, evidencia a capacidade de respostas destas aos fatores do meio. Entretanto os fatores ambientais podem mudar tanto no tempo quanto no espaço, de forma gradativa ou abrupta, o que leva ao estabelecimento de diferentes grupos de espécies, os quais refletem tais mudanças (ZOCHE, 2002).

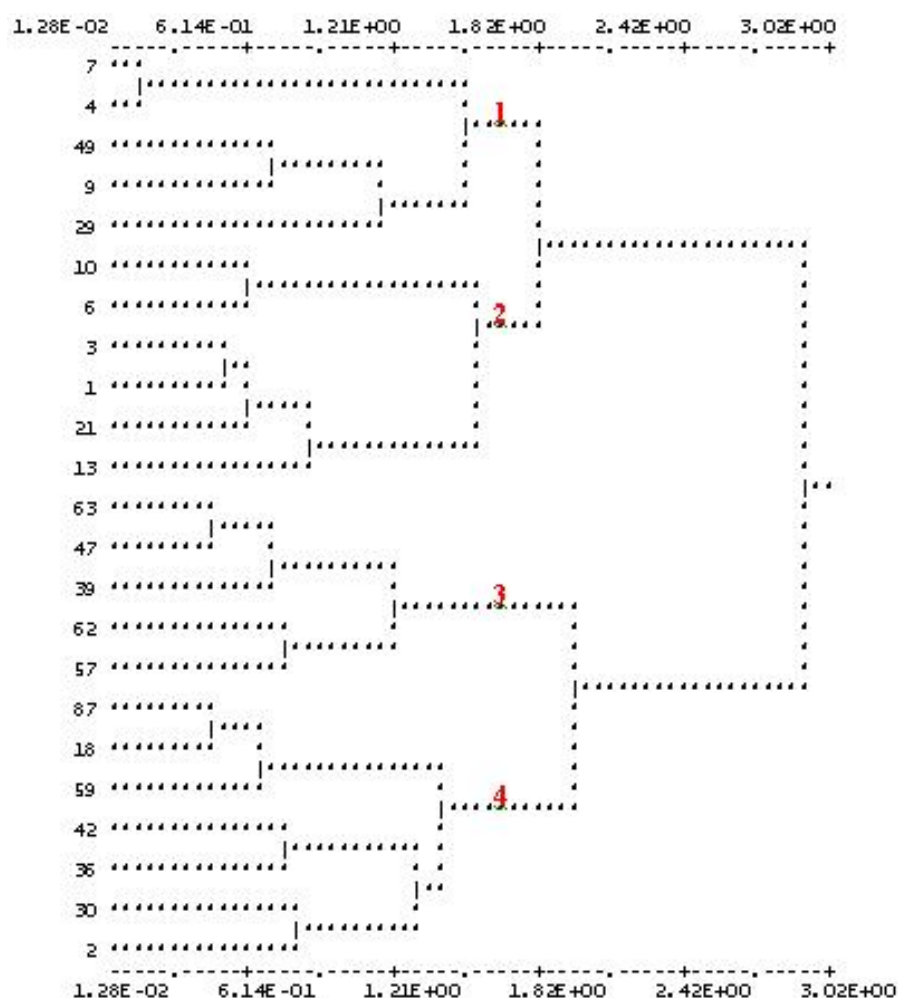


Figura 16 – Dendrograma de classificação das 23 espécies amostradas na área 4, obtido pela análise de agrupamentos, aplicado a Tabela 9, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.

A capacidade de respostas das espécies aos fatores ambientais pode ser observada pelo cruzamento do resultado das análises de agrupamento das unidades amostrais e das espécies, o que resulta em uma Tabela estruturada. Na Tabela 10 observa-se que algumas espécies têm ampla distribuição, enquanto

outras se distribuem de forma restrita e com elevados valores de densidade relativa, evidenciando a formação de agrupamentos distintos em função da variação de fatores ambientais.

As técnicas de análise de dados multivariados produzem ordenações onde as amostras são agrupadas de acordo com suas semelhanças em composição de espécies e as espécies são agrupadas por suas semelhanças na distribuição nas unidades amostrais. A influência de fatores ambientais nos padrões encontrados é constatada posteriormente, confrontando os resultados com as variações ambientais mensuradas (CUNHA et al., 2003).

A análise da Tabela estruturada (Tabela 10) demonstra tendências de formação de grupos de espécies associadas, no entanto esses grupos não aparecem nitidamente nessa primeira análise. Para facilitar a interpretação executou-se a análise de concentração que mede o quanto as espécies, como grupo, estavam concentradas em um determinado grupo de unidades amostrais (demonstrando correspondência entre os grupos de espécies e de unidades amostrais), redescrever a variação dos dados da vegetação em um menor número de dimensões, facilitando sua interpretação (PILLAR, 1992), além de gerar coordenadas para o posicionamento de tais grupos em um diagrama de dispersão de pontos (WILDI, 1993).

A análise de concentração gerou ainda, uma Tabela de contingência sobre a qual foi calculado o qui-quadrado, obtendo-se o valor de 49,679, maior do que o tabelado para uma probabilidade de 5% e 9 graus de liberdade ($\chi^2_{0,05;9}=16,92$) evidenciando uma forte estrutura de grupo. No entanto, o coeficiente de contingência obtido, baseado no quadrado médio (C), demonstrou um valor baixo ($C = 0,131$) revelando fraca nitidez entre os grupos e unidades amostrais, já que sua amplitude varia de 0 a 1 (FEOLI; ORLÓCI, 1979).

Tabela 10 – Tabela estruturada das 23 espécies selecionadas nas 30 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 4, arranjadas em 4 grupos de unidades amostrais e 4 grupos de espécies, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	21113222222	1 2 1 21	11 1	2 1
	34730896571	125489628	65432	09710
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111	222222222	33333	44444
1 pH	44444444444	444444444	44444	44444
	22222222222	122212222	22221	21121
2 Pb	21222323332	223222222	21312	21222
	66810483035	544549928	72050	09305
	71178929262	7364 3279	36153	91964
3 Mn	41121215443	373412220	01335	42133
	7,72,5,6,,	977,4,71,	4663	,1980
	0,3,,5,6,12	,,,8,1,,6	9,,,,2,,	
	3792656 442	174354528	5218	31 51
4 Mg	10000000001	100111010	00001	11101
	666666666	199 1 9 6	66991	1191
5 P	65554444446	755676565	55557	67757
	14448888881	888181814	44888	18888
6 K	76667777777	777777776	66777	77777
	25550000002	255222525	55552	22252
7 M.O.	10000000001	000101010	00000	10000
	444777777	944 9 4 4	44449	9949
8 CTC	24442222222	233222324	44332	22232
	75554444447	800787075	55008	78808
	43331111114	755474543	33557	47757
	13336666661	199111913	33991	11191
7 Andropogon bicornis	1			323
4 Desmodium adscendens	1 1			23223
49 Aeschynomene sensitiva	1 32	2		
9 Centella hirtella	1 1	12	2	11
29 Axonopus sp. nova 2	1 123 2	2		
10 Scoparia dulcis	2	2	22	
6 Rhynchospora barrosiana	2		32321	2 1
3 Kyllinga brevifolia	2	22222212	1 2	22 2
1 Desmodium incanum	2	22		3
21 Axonopus polystachyus	2	222	1	1
13 Vernonia tweediana	2	2 2	2	1
63 Eleocharis montana	3 2 1 2	2		
47 Diodia radula	3 21	2 11		1
39 Mikania cordifolia	3 1	11		1
62 Rhynchospora asperula	3 22 1	2 41		
57 Ischaemum minus	3 2 1 2	4 12		
87 Indigofera campestris	4 313			
18 Cortaderia selloana	4 32	1		
59 Cyperus virens	4 1 112231	2		
42 Verbena littoralis	4 1		2	1
36 Baccharis spicata	4 1 2		2	1
30 Fimbristylis dichotoma	4 1 2 1	2 22		
2 Panicum aquaticum	4 12222	222	2	22

A análise de concentração gerou duas variáveis canônicas expressas em porcentagem do qui-quadrado total, as quais explicam 100% da variação total da informação (Tabela 11), além de escores canônicos que indicam o posicionamento dos grupos de espécies e de unidades amostrais no diagrama de dispersão bidimensional (Figura 17).

A análise de correlação canônica busca detectar combinações entre dois conjuntos de variáveis, de tal forma que estas combinações apresentem a máxima correlação. Assim sendo, na Tabela estruturada (10), deve-se procurar pelas combinações de abundâncias de espécies que melhor expressem as variações ambientais observadas (DIGBY; KENPTON, 1987).

Tabela 11 – Variáveis canônicas, coeficiente de correlação canônica em porcentagem do qui-quadrado, obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 10 para análise fitossociológica da área 4, Mina do trevo, Siderópolis, SC.

Variáveis canônicas	Coeficiente de correlação canônica	% do X^2
01	0,48310	59,14
02	0,40111	40,77

A disposição das espécies em linhas e as unidades amostrais em colunas, em uma Tabela estruturada, resulta em um arranjo de espécies em unidades de vegetação, que não necessariamente precisam ser enquadradas dentro de conceitos ou tipos de classificações propostos por muitos autores, sendo produto apenas do agrupamento de unidades amostrais com base na similaridade florística, podendo simplesmente ser designadas de “comunidades vegetais” ou “tipos de comunidades” (MULLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

A análise da vegetação deve sempre começar com a definição da “unidade de vegetação” e os componentes desta “unidade de vegetação” (PILLAR; ORLÓCI, 1993).

Conforme sugestão de Pillar (1988), no presente estudo, empregou-se a designação de “grupos de espécies associadas” para aquelas espécies que ocorreram juntas na tabela estruturada, denominado-os de “unidade de vegetação”, critérios também adotados por Pillar (1988); Zocche (1989; 2002); Zocche e Porto (1993), Aragão de Oliveira (1998), Daniel (2006) e Rebelo (2006).

No diagrama de dispersão (Figura 17) observa-se que o grupo de espécies um (S1) está próximo ao grupo de unidades amostrais quatro (F4), localizado na parte superior do diagrama, formando a “unidade de vegetação” A; já o grupo de

espécies dois (S2) está associado ao grupo de unidades amostrais dois e três (F2 e F3) formando a “unidade de vegetação” B, posicionado no canto inferior direito do diagrama; e finalmente os grupos de espécies três e quatro (S3 e S4) estão associados ao grupo de unidades amostrais um formando a “unidade de vegetação” C, posicionado no canto inferior esquerdo do diagrama.

Baseado no diagrama de dispersão (Figura 17) a tabela 10 pode ser reestruturada (Tabela 12) de modo a representar de forma mais clara a formação dos grupos de espécies associados e a variação do ambiente, sugerindo a formação de três unidades de vegetação distintas.

Muller-Dombois e Ellenberg (1974) sugerem que a espécie que apresentar o maior valor fitossociológico de cada grupo de espécies associadas formados na tabela estruturada, juntamente com a espécie que tenha a maior distribuição na área amostral, sejam escolhidas para denominar os respectivos grupos de espécies associadas formados.

Conforme critérios adotados por Pillar (1988), Zocche (1989; 2002), Zocche e Porto (1993), Aragão de Oliveira (1998), Daniel (2006) e Rebelo (2006) utilizou-se as duas espécies de maior valor fitossociológico de cada grupo de espécies associadas, para denominar as “unidades de vegetação”.

Desta forma, grupo número um de espécies associadas denominado de unidade de vegetação A “*Desmodium adscendens-Andropogon bicornis*”, posicionou-se no extremo superior-direito da tabela, sendo composta por *Aeschynomene sensitiva*, *Centella hirtella* e *Axonopus* espécie nova 2 (*Axonopus araujoii*), além das espécies que o denominam.

O grupo número dois de espécies associadas denominado de unidade de vegetação B, “*Kyllinga brevifolia-Rhynchospora barrosiana*”, posicionou-se no centro da tabela, sendo formado por *Desmodium incanum*, *Axonopus polystachyus*, *Vernonia tweediana*, *Scoparia dulcis*, além das que denominam a unidade de vegetação.

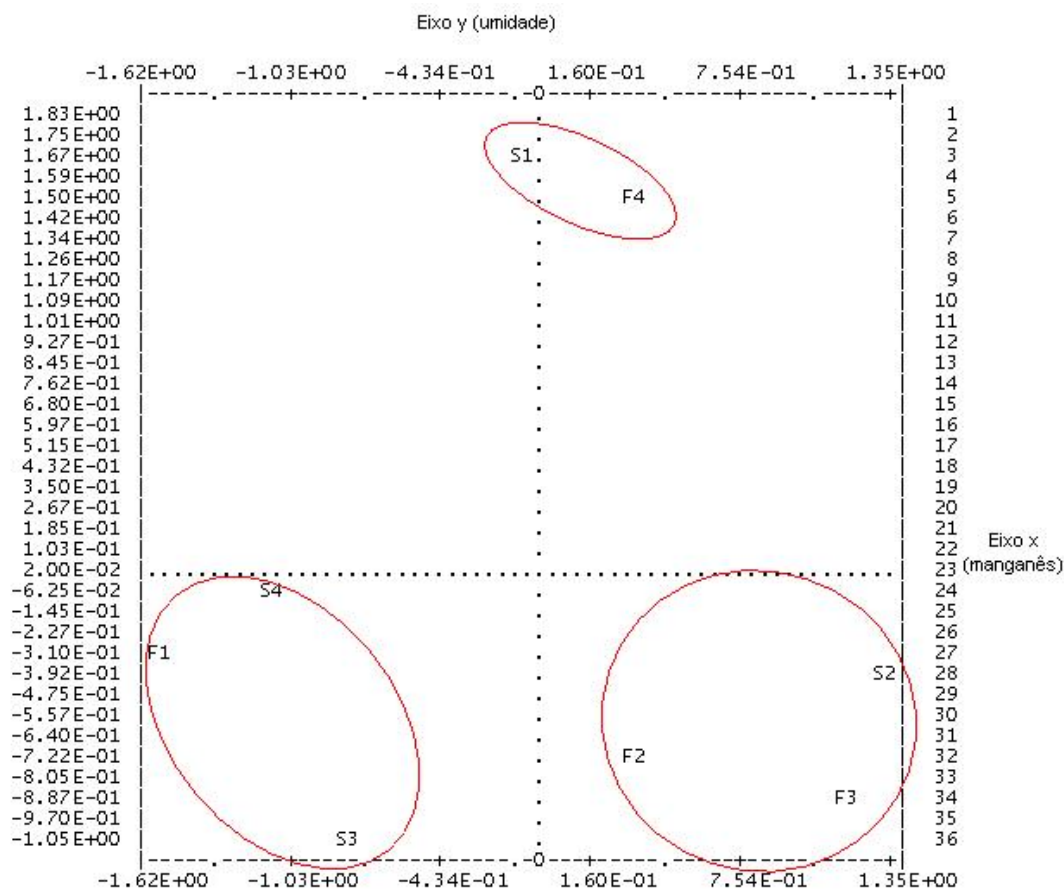


Figura 17 – Diagrama de dispersão de grupos de unidades amostrais (F) e grupos de espécies (S) obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 10 para análise fitossociológica da área 4, Mina do trevo, Siderópolis, SC.

Já unidade de vegetação C “*Cyperus virens-Panicum aquaticum*”, composta pelos grupos número três e quatro de espécies associadas, posicionou-se no extremo inferior esquerdo da tabela, sendo, portanto, totalmente oposta à unidade vegetacional A e formada pelas espécies: *Eleocharis Montana*, *Diodia radula*, *Mikania cordifolia*, *Rhynchospora asperula*, *Ischaemum minus*, *Indigofera campestris*, *Cortaderia selloana*, *Cyperus virens*, *Verbena litoralis*, *Baccharis spicata*, *Fimbristylis dichotoma* e *Panicum aquaticum*.

A distribuição dos grupos de espécies (S) e de unidades amostrais (F), no diagrama de dispersão (Figura 17), possibilitou reestruturar manualmente a tabela 10 de modos a apresentar de forma mais clara a distribuição de grupos de espécies na área estudada (Tabela 12), segundo um gradiente de variação de fatores ambientais, sugerindo a ocorrência de três “unidades de vegetação”.

Tabela 12 – Tabela estruturada das 23 espécies selecionadas nas 30 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 4, arrançadas em três unidades de vegetação, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	21113222222	1 2 1 21	11 1 2	1
	34730896571	125489628	65432	09710
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111	222222222	33333	44444
1 pH	44444444444	444444444	44444	44444
	22222222222	122212222	22221	21121
2 Pb	21222323332	223222222	21312	21222
	66810483035	544549928	72050	09305
	71178929262	7364 3279	36153	91964
3 Mn	41121215443	373412220	01335	42133
	7,72,5,6,,	977,4,71,	4663	1980
	0,3,,5,6,12	8,1,,6	9,,,,	2,,
	3792656 442	174354528	5218	31 51
4 Mg	10000000001	100111010	00001	11101
	666666666	199 1 9 6	66991	1191
5 P	65554444446	755676565	55557	67757
	14448888881	888181814	44888	18888
6 K	76667777777	777777776	66777	77777
	25550000002	255222525	55552	22252
7 M.O.	10000000001	000101010	00000	10000
	444777777	944 9 4 4	44449	9949
8 CTC	24442222222	233222324	44332	22232
	75554444447	800787075	55008	78808
	43331111114	755474543	33557	47757
	13336666661	199111913	33991	11191
7 Andropogon bicornis	1			323
4 Desmodium adscendens	1	1	A	23223
49 Aeschynomene sp.	1	32	2	
9 Centella hirtella	1	1	12	11
29 Axonopus sp. nova 2	1	123 2	2	
10 Scoparia dulcis	2		2	22
6 Rhynchospora barrosiana	2		32321	2 1
3 Kyllinga brevifolia	2	B	22222212	1 2 22 2
1 Desmodium incanum	2		22	3
21 Axonopus polystachyus	2		222	1
13 Vernonia tweediana	2		2 2	2
63 Eleocharis montana	3	2 1 2	2	
47 Diodia radula	3	21	2 11	1
39 Mikania cordifolia	3	1	2	1
62 Rhynchospora asperula	3	22 1	2 41	
57 Ischaemum minus	3	2 1 2	4 12	
87 Indigofera campestris	4	313		
18 Cortaderia selloana	4	32	1	
59 Cyperus virens	4	1 112231	2	
42 Verbena litoralis	4	1		2 1
36 Baccharis spicata	4	1 2		2 1
30 Fimbristylis dichotoma	4	1 2 1	2 22	
2 Panicum aquaticum	4	12222	222	22

A distribuição dos grupos de espécies na área amostrada evidenciou a predominância de alguns fatores ambientais sobre outros, os quais poderiam estar condicionando a distribuição da vegetação.

Ao plotar no diagrama de dispersão de pontos, o programa atribuiu automaticamente a variável canônica um (variável responsável pela maior variação de dados) ao eixo X e a segunda ao eixo Y. A análise da distribuição dos grupos de unidades amostrais (F) e de espécies (S) no diagrama de dispersão (Figura 17) sugerem que o teor de manganês na forma disponível no solo seja o principal condicionante da distribuição das espécies na área amostral (o qual explica 59,14% da variação total desta distribuição expressa sobre o eixo X), assim como o teor de umidade está presente no eixo Y.

Apesar da amplitude do conteúdo disponível de manganês no solo ($0,68 - 77,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) estar abaixo dos limites de normalidade, observa-se uma tendência na distribuição da vegetação em função da variação desse elemento. A unidade de vegetação A localizou-se nos teores médios de manganês no solo ($22,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ em média); a unidade de vegetação B distribuiu-se sobre teores altos ($26,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ em média) e; a unidade de vegetação C encontrou-se sobre solo com baixos teores de manganês ($12,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ em média).

Embora o Mn ter sua disponibilidade aumentada em solos mal drenados e com valores de pH inferiores a 5,5 (ABREU et al., 1994), neste estudo o referido metal teve sua menor disponibilidade onde o solo mostrou-se mais úmido (unidade de vegetação C). No entanto o comportamento dos metais peados no solo, depende dos processos que os disponibilizam, assim como dos fatores que influenciam suas formas químicas na solução do solo (ALLOWAY, 1990; SCHULTZ et al., 2004) como as propriedades físicas e biológicas do solo (RAIJ et al., 1987) entre outros.

O fato acima exposto pode ser atribuído ao pouco tempo de construção do solo, onde os processos pedogênicos do solo construído são incipientes, fazendo variar as suas propriedades em relação a um solo natural (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003), portanto não estando em equilíbrio. Deve-se levar em consideração ainda, que os solos da área estudada, sofre ainda a influencia do lençol sub-superficial de toda a drenagem do entorno da Vila Funil, que flui para e aflora junto à “língua do dragão”, podendo gerar variações de dados que não foram detectadas.

Para o eixo Y, que explica cerca de 40,77% da variação total dos dados, nenhuma das variáveis ambientais mensuradas mostrou-se, de forma nítida, como condicionante da distribuição das espécies. Porém, observações realizadas no campo sugerem que a umidade possa estar condicionando a distribuição das espécies na área estudada, uma vez que as unidades amostrais localizadas no início do levantamento fitossociológico estavam alocadas sobre um solo mais drenados e a medida que a transecção chegava ao final, o solo tornou-se mais úmido, o que refletiu no agrupamento das unidades amostrais na tabela estruturada 12.

Em campo pode-se observar ainda, logo após o término da transecção, a formação de pequenos banhados permanentes com presença de espécies vegetais características desses ambientes, denunciando um afloramento de água e maior umidade dessa região na área 4.

Esta situação revela a formação de um gradiente visível na tabela 12, onde a unidade de vegetação A, composta na sua maioria pelas primeiras unidades amostrais (01, 07, 09, 10) localizou-se sobre uma área mais seca; enquanto a unidade de vegetação B, composta na maioria pelas unidades amostrais do centro da transecção (11, 12, 15, 16, 18, 19 e 22) encontrou-se numa área de transição e; finalmente a unidade de vegetação C, composta na sua maioria pelas últimas unidades amostrais (23, 25, 26, 27, 28, 29, 30), colonizou uma área com maior umidade.

A umidade é um dos fatores que influenciam a distribuição das espécies vegetais, existindo espécies que são amplamente distribuídas e outras com ocorrência restritas, ocasionada por um gradiente ambiental gerado (MEIRELLES et al., 2002).

Vários trabalhos evidenciaram forte associação entre composição florística e a condição hídrica do solo (e.g. BUSELATO; BUENO, 1981; PILLAR; JACQUES; BOLDRINI, 1992; ZOCHE; PORTO, 1993; PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002; FOCHT; PILLAR, 2002; FRIZZO; PORTO, 2004).

Galvani e Baptista (2004) estudando a flora do Parque Estadual do Espinello em Barra do Quaraí, RS, concluíram que as espécies vegetais se distribuem em função da umidade, sendo as espécies de Cyperaceae mais comuns em zonas de baixadas enquanto as Fabaceae em zonas mais secas.

A preferência de *Andropogon bicornis* por locais alterados e secos e de *Desmodium adscendens* por locais secos, pobre em nutrientes e ácidos é

ressaltada por Citadini-Zanette e Boff (1992), Lorenzi (2000), Vanni (2001), Longhi et al. (2001) e Vieira e Pessoa (2001).

As espécies *Desmodium incanum*, *Kyllinga brevifolia*, *Scoparia dulcis* são citadas como espécies que habitam os mais variados ambientes, de campos a locais úmidos, não demonstrando preferência por nenhum dos ambientes citados (ZOCHE; PORTO, 1993; LORENZI, 2001; VANNI, 2001; TAKEDA; FARAGO, 2001; GALVANI; BAPTISTA, 2004).

Panicum aquaticum, *Ischaemum minus*, *Verbena litoralis*, *Rhynchospora asperula*, *Cyperus virens*, *Baccharis spicata*, *Fimbristylis dichotoma* e *Cortaderia selloana* são espécies que preferem solos úmidos a brejosos, algumas chegando a se desenvolver em solos totalmente encharcados (BUENO et al., 1987; LORENZI, 2000; LONGHI et al., 2001; GUAGLIANONE, 2001; FRANÇA et al., 2003; BOVE et al., 2003; KITA; SOUZA, 2003; DELFINO; MASCIADRI, 2005; MAUHS; MARCHIORETTO; BUDKE, 2006).

A preferência das espécies por ambiente úmido ou seco citada pelos autores confirma a tendência observada na presente pesquisa, onde algumas espécies desenvolvem-se melhor em ambientes úmidos e outras nos ambientes secos.

Com o objetivo de refutar ou confirmar as hipóteses levantadas com base nos resultados gerados na análise de concentração, os quais indicavam a associação entre os grupos de espécies formados com uma determinada variável ambiental, realizou-se a ordenação direta das unidades amostrais baseado nessa variável ambiental, por meio da ordenação de dados difusos.

Com a ordenação direta de dados difusos pode-se verificar, levando-se em conta uma variável ambiental mensurada, se existe um gradiente relacionado com os dados de vegetação, e quão nítida é a correspondência entre a variável ambiental e o gradiente vegetacional (WILDI, 1994).

A ordenação direta das unidades amostrais, com base na disponibilidade de manganês no solo da área 4, mostra que o coeficiente de correlação obtido entre a variável ambiental real escolhida e a virtual (0,2676) é considerado baixo. No entanto, o diagrama de distribuição das unidades amostrais (Figura 18) obtido a partir da ordenação pelo programa *Fuzzy*, mostra que a unidade amostral dois, com maior disponibilidade de íons de manganês no solo ($77,7 \mu\text{g.g}^{-1}$), posicionou-se no extremo superior do diagrama, enquanto as unidades 18 e 16 ($0,68$ e $0,90 \mu\text{g.g}^{-1}$,

respectivamente) com menores valores posicionaram-se na parte inferior do mesmo.

Desta forma, os resultados obtidos por meio do *Fuzzy* demonstram a tendência da formação de um gradiente de vegetação relacionado à concentração de manganês no solo.

Roberts (1989) assinala que os pontos que se situam próximo ao limite superior do gradiente terão valores correspondentes altos no conjunto de pontos de altos valores para esta característica ambiental; enquanto que os pontos que ocorrem próximos ao limite inferior do gradiente, terão baixo valor correspondente ao mesmo conjunto.

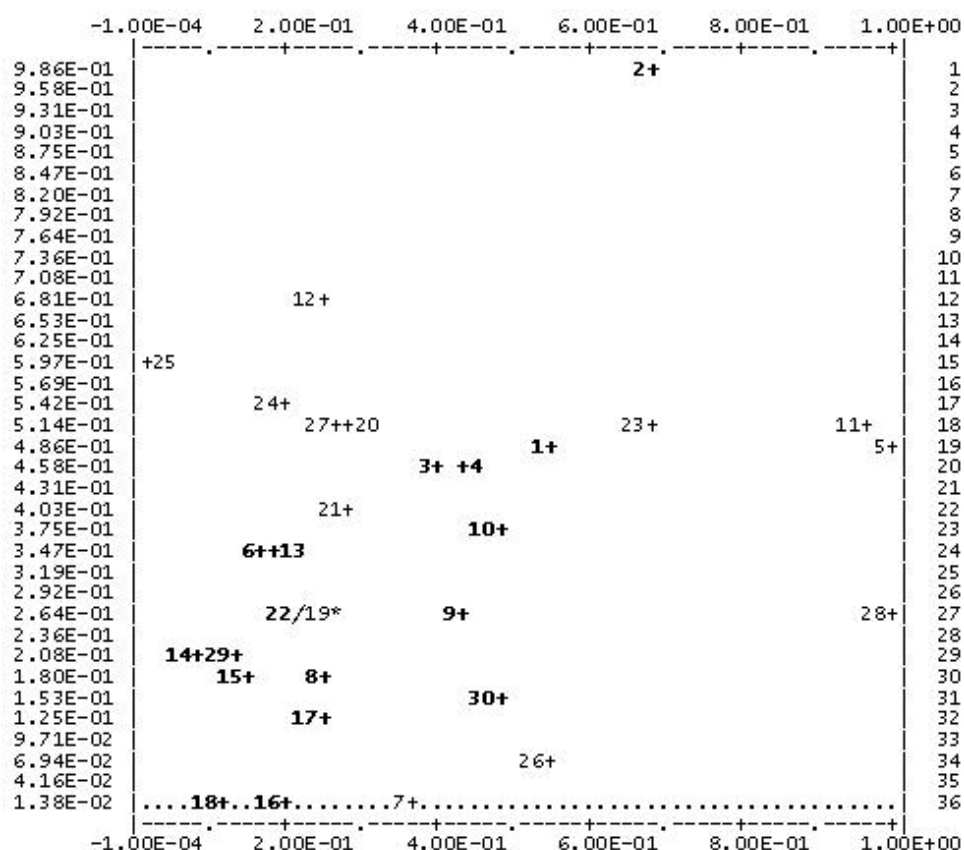


Figura 18 – Diagrama de ordenação das unidades amostrais pela concentração de manganês no solo da área 4, por meio do programa *Fuzzy*. Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Valores em negrito demonstram a tendência da formação de gradiente vegetacional.

Analisando ainda a Figura 18 verificou-se que a maioria das unidades amostrais que formaram a unidade de vegetação A posicionou-se a direita e na parte média do diagrama (1, 9, 10, 20); já as que formaram a unidade de vegetação

B tenderam a se posicionar mais na parte superior do diagrama (2, 3, 4, 5, 6, 11, 12, 24); enquanto as que formaram a unidade de vegetação C posicionaram-se na parte inferior do diagrama (14, 17, 21, 26, 28, 29, 30).

O posicionamento das unidades amostrais no diagrama de distribuição, obtido a partir do programa *Fuzzy* (Figura 18) reflete a mesma tendência verificada no diagrama de dispersão (Figura 17), esboçando uma distribuição linear dos agrupamentos de espécies em função da variável ambiental analisada (Mn no solo), ou seja, as unidades amostrais que compõem a “unidade de vegetação A”, posicionaram-se no centro da Figura 18, enquanto que as “unidades de vegetação B e C” posicionaram-se no extremo inferior esquerdo e no extremo superior direito, respectivamente, confirmando as hipóteses levantadas.

Com relação as demais variáveis ambientais mensuradas (pH, Pb, Mg, P, K, MO. e CTC) verificou-se que os resultados obtidos não seguem padrão definido na área 4, dificultando a visualização de um possível gradiente, não constituindo portanto, boas variáveis que possam explicar a distribuição das espécies nas unidades amostrais.

3.4.3.2 Estrutura vegetacional da área 6

Na área 6 registrou-se 28 entidades taxonômicas, dentre as quais, identificou-se apenas uma em nível de gênero (apêndice 2).

Entre as 28 espécies amostradas na área 6, apenas 13 espécies tiveram constância intermediária (entre 60 e 10%), resultando numa tabela bruta (Tabela 13) composta por 13 espécies e 29 unidades amostrais. Retirou-se a unidade amostral quatro desta análise fitossociológica pelo fato de que nenhuma das espécies registradas nessa unidade ocorreu com constância intermediária.

Tabela 13 – Distribuição das 13 espécies nas 29 unidades amostrais consideradas para a análise fitossociológica da área 6, com respectivos valores de densidade relativa a partir da escala de Daubenmire (1968) modificado e fatores ambientais, Mina do trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	11111111112222222223 12356789012345678901234567890
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111111111111111111111111
1 pH	44444444444444444444444444444444 33333444444444444444444444444444
2 Pb	22222122231222111233322323233 03 31820419776884501060573243 8 74652 188844 39 5271 57 7
3 Mn	05141277162111433112223117124 ,,9,63,,704240129676005,0,132 77,5,,82,,5,4,, 45932824254899497423248596591
4 Mg	11111111111222222111111111111111 33333 777777666666999999
5 P	99999888888666666444444333333 8888877777722222888888222222
6 K	77777888888999999888888999999 88888000000111111222222000000
7 M.O.	111110000000000000000000000000 777777444444555555555555
8 CTC	33333222222111111111111333333 33333111111333333888888777777 11111444444000000111111777777 66666555555777777666666222222
2 Axonopus obtusifolius	1 3322 2222322 22312 21
3 Axonopus polystachyus	1 2 22 2322222 12 3
4 Paspalum pumilum	1 1 2 2 222
5 Panicum sabulorum	1 22 2 2 2 1
6 Kyllinga brevifolia	1 2 1 22 2 2 1
7 Paspalum conjugatum	1 2 22 1
9 Centella hirtella	1 1 21 2 221 1 111 2
10 Rhynchospora barrosiana	1 1 2 2 2 221 2
11 Andropogon bicornis	1 23322 222
13 Desmodium adscendens	1 3 2 4 23323 3 31
15 Pycnus polystachyus	1 2 1 1
18 Axonopus sp. nova 2	1 342 3 2 242424 23
22 Andropogon leucostachyus	1 22322132333

A análise de agrupamento pelo critério aglomerativo de variância mínima, tendo como medida de similaridade a covariância, aplicada a tabela 13, resultou em quatro grupos de unidades amostrais (Figura 19) e três grupos de espécies (Figura 20), uma vez que esta divisão refletiu de forma mais clara, o observado em campo.

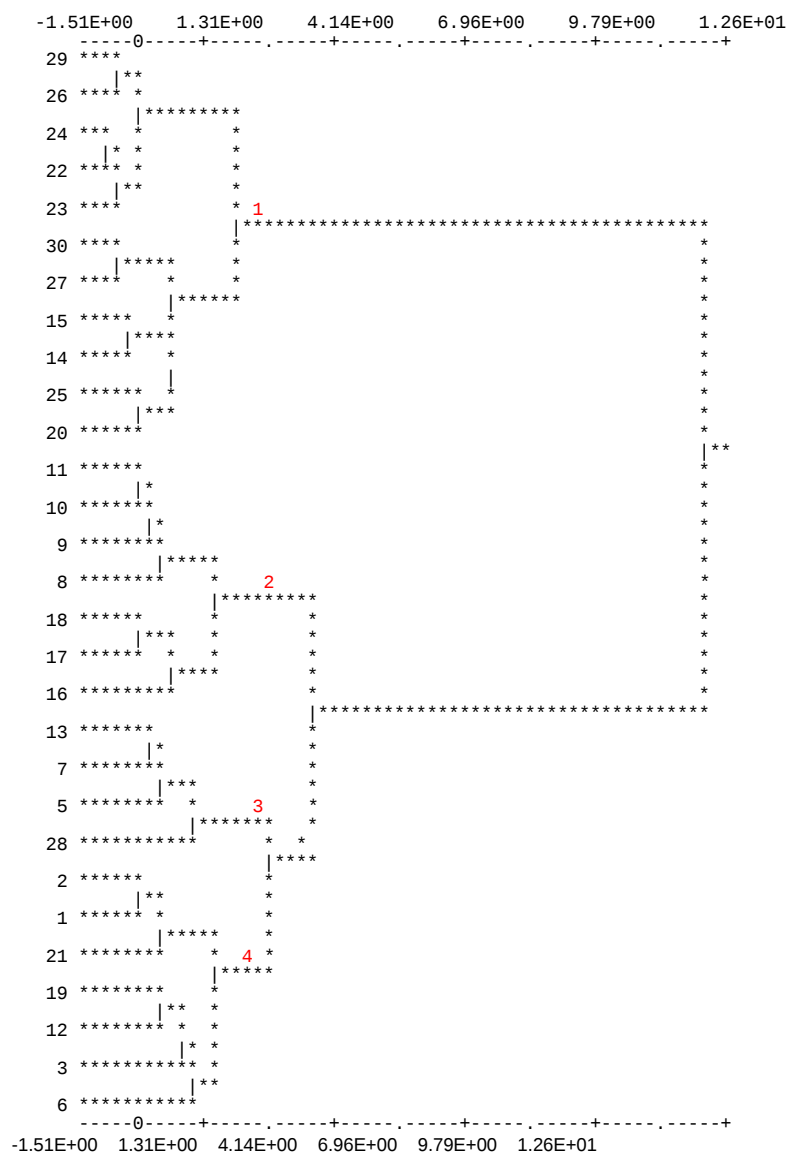


Figura 19 – Dendrograma de classificação das 29 unidades amostrais alocadas na área 6, obtido pela análise de agrupamento, aplicado a tabela 13, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2, 3 e 4 identificam os grupos formados e o nível de corte.

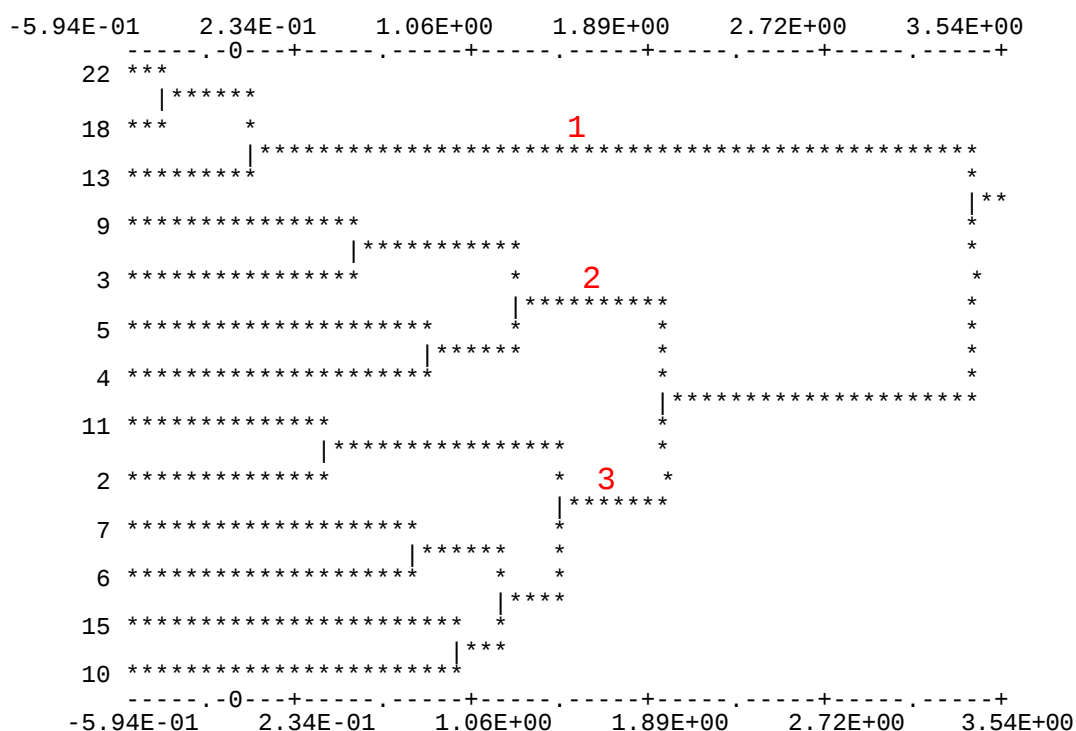


Figura 20 – Dendrograma de classificação das 13 espécies amostradas na área 6, obtido pela análise de agrupamentos, aplicado a tabela 13, Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Onde: 1, 2 e 3 identificam os grupos formados e o nível de corte.

Na tabela estruturada (Tabela 14) obtida pelo cruzamento dos agrupamentos das unidades amostrais (Figura 19) e de espécies (Figura 20), observou-se que algumas espécies têm ampla distribuição na área 6, enquanto outras se distribuem de forma restrita e com elevados valores de densidade relativa, demonstrando tendências de formação de agrupamentos de espécies associadas pouco nítidas nessa primeira análise.

Tabela 14 – Tabela estruturada das 13 espécies selecionadas nas 29 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 6, arranjadas em 4 grupos de unidades amostrais e 3 grupos de espécies, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	22222321122	11 111	1 2	211
	96423075450	1098876	3758	2119236
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111	2222222	3333	4444444
1 pH	44444444444	4444444	4444	4444444
	44444444444	4444444	4434	3344433
2 Pb	32232332233	3222111	2122	2232122
	47006336750	1402488	7832	30159 1
	752758819	256 44	84 7	8 31 7
3 Mn	21322471111	6177334	1241	5021211
	305002,04,7	07,,921	23,1	,,66496
	4,,5,,	28,,	5,,	77,,
	99824169952	5242794	8835	5434492
4 Mg	11111112211	1111222	2111	1111111
	99666997796	777	7 39	3366 33
5 P	33444336634	8888666	6893	9944899
	22888222228	7777222	2782	8888788
6 K	99888999998	8888999	9879	7788877
	00222001102	0000111	1080	8822088
7 M.O.	00000000000	0000000	0010	1100011
	55555554455	7777444	47 5	557
8 CTC	33111331131	2222111	1233	3311233
	77888773378	1111333	3137	3388133
	77111770071	4444000	0417	1111411
	22666227726	5555777	7562	6666566
22 Andropogon leucostachyus	1 3323232 12		3	2
18 Axonopus sp. nova 2	1 22224344342	3 2		
13 Desmodium adscendens	1 333321 2	2 3 4		3
9 Centella hirtella	2 111 2112 2	2	11	2
3 Axonopus polystachyus	2 12 222	232	2 3	222
5 Panicum sabulorum	2 12	2		222
4 Paspalum pumilum	2 2			1222 2
11 Andropogon bicornis	3 2332222			2
2 Axonopus obtusifolius	3 2 1 1 322222	222		332322
7 Paspalum conjugatum	3 22 1			2
6 Kyllinga brevifolia	3 2 1 22	1		2 2
15 Pycnus polystachyus	3 2		1	1
10 Rhynchospora barrosiana	3 122	2	2212	

Executando-se a análise de concentração sobre a tabela estruturada (Tabela 14), obteve-se o valor de qui-quadrado igual a 33,516, valor este maior do que o tabelado para uma probabilidade de 5% e 6 graus de liberdade ($\chi^2_{0,05;6}=12,59$) o que demonstra forte estrutura de grupo. No entanto, o coeficiente de contingência obtido, demonstrou um valor baixo ($C = 0,140$) revelando fraca nitidez entre os grupos e as unidades amostrais, seguindo a tendência encontrada na área 4.

A análise de concentração gerou duas variáveis canônicas (79,47 e 20,53%, respectivamente) expressas em porcentagem do qui-quadrado total, as quais explicam 100% da variação total da informação (Tabela 15), além de escores canônicos que serviram de coordenadas para o posicionamento dos grupos de espécies e de unidades amostrais no diagrama de dispersão bidimensional (Figura 21).

Tabela 15 – Variáveis canônicas, coeficiente de correlação canônica em porcentagem do qui-quadrado, obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 14 para análise fitossociológica da área 6, Mina do trevo, Siderópolis, SC.

Variáveis canônicas	Coeficiente de correlação canônica	% do χ^2
01	0,47113	79,47
02	0,23945	20,53

A análise do diagrama de dispersão (Figura 21) revela que o grupo de espécies dois (S2) está associado ao grupo de unidades amostrais quatro (F4) formando a “unidade de vegetação A”, a qual posicionou-se no canto inferior-esquerdo do diagrama; o grupo de espécie três (S3) está associado aos grupos de unidades amostrais dois e três (F2 e F3) formando a “unidade de vegetação B”, a qual posicionou-se no canto superior-esquerdo do diagrama; já o grupo de espécies um (S1) está próximo ao grupo um de unidades amostrais (F1), localizado na parte mediana-direita do diagrama, formando a unidade de vegetação C.

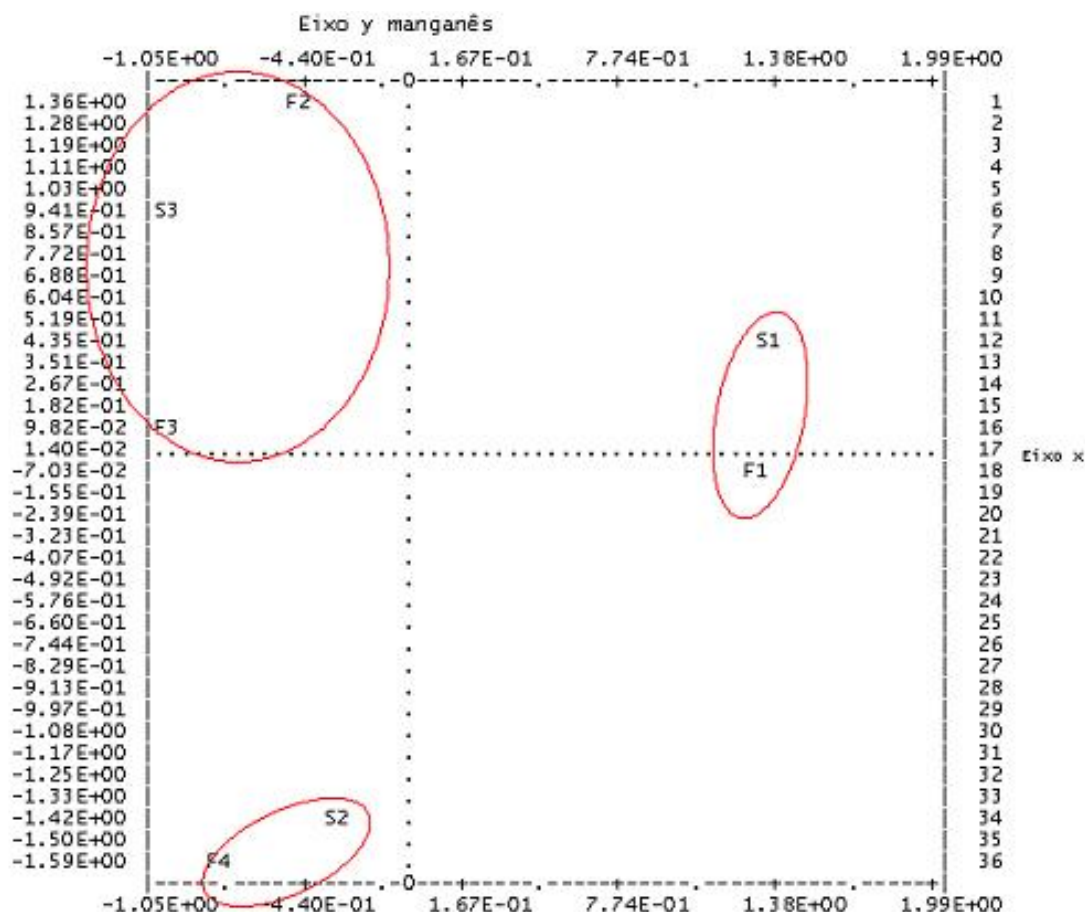


Figura 21 – Diagrama de dispersão de grupos de unidades amostrais (F) e grupos de espécies (S) obtidos a partir da análise de concentração aplicada a tabela estruturada 14 para análise fitossociológica da área 6, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Baseado no diagrama de dispersão (Figura 21) a tabela 14 pode então ser reestruturada, mantendo-se o grupo de espécie um para a base da tabela, gerando-se a tabela 16 de modo a representar de forma mais clara o gradiente de distribuição das espécies associadas e da variação do ambiente, sugerindo a formação de três unidades de vegetação distintas.

O grupo número dois de espécies associadas foi denominado de unidade de vegetação A “*Paspalum pumilum*–*Panicum sabulorum*”, a qual posicionou-se no extremo superior-esquerdo da tabela e é composta por *Axonopus polystachyus*, *Centella hirtella*, além das espécies que denominam a unidade de vegetação.

Denominou-se o grupo número três de espécies associadas de unidade de vegetação B chamada de “*Axonopus obtusifolius*–*Andropogon bicornis*” formado pelas espécies *Paspalum conjugatum*, *Kyllinga brevifolia*, *Pycreus polystichus*,

rhynchospora barrosiana, *Andropogon bicornis* e *Axonopus obtusifolius*, posicionada no centro da tabela.

Tabela 16 – Tabela estruturada das 13 espécies selecionadas nas 29 unidades amostrais consideradas para análise fitossociológica da área 6, arrançadas em três unidades de vegetação, obtidos na análise de agrupamentos, Mina do Trevo, Siderópolis, SC.

Unidade amostral N°.	22222321122	11 111	1 2	211
	96423075450	1098876	3758	2119236
Grupo de unidades amostrais N°.	11111111111	2222222	3333	4444444
1 pH	44444444444	4444444	4444	4444444
	44444444444	4444444	4434	3344433
2 Pb	32232332233	3222111	2122	2232122
	47006336750	1402488	7832	30159 1
	752758819	256 44	84 7	8 31 7
3 Mn	21322471111	6177334	1241	5021211
	305002,04,7	07,,921	23,1	,,66496
	99824169952	5242794	8835	5434492
4 Mg	11111112211	1111222	2111	1111111
	99666997796	777	7 39	3366 33
5 P	33444336634	8888666	6893	9944899
	22888222228	7777222	2782	8888788
6 K	99888999998	8888999	9879	7788877
	00222001102	0000111	1080	8822088
7 M.O.	00000000000	0000000	0010	1100011
	55555554455	7777444	47 5	557
8 CTC	33111331131	2222111	1233	3311233
	77888773378	1111333	3137	3388133
	77111770071	4444000	0417	1111411
	22666227726	5555777	7562	6666566
9 Centella hirtella	2	111 2112 2	2	11 2
3 Axonopus polystachyus	2	12 222	232	2 3 222
5 Panicum sabulorum	2	12	2	A 222
4 Paspalum pumilum	2	2		1222 2
11 Andropogon bicornis	3		2332222	2
2 Axonopus obtusifolius	3	2 1 1	3222222	222 332322
7 Paspalum conjugatum	3		22 1	2
6 Kyllinga brevifolia	3	2 1 22	1	2 2
15 Pycnus polystachyus	3		2	1
10 Rhynchospora barrosiana	3	122 B	2	2212
22 Andropogon leucostachyus	1	3323232 12		3 2
18 Axonopus sp. nova 2	1	22224344342	3 2	
13 Desmodium adscendens C	1	333321 2	2 3 4	3

A unidade de vegetação C “*Axonopus* sp. nova 2 – *Andropogon leucostachyus*” composta pelo grupo um de espécie associada, posicionou-se no extremo inferior-esquerdo da tabela, sendo, portanto, totalmente oposta a “unidade de vegetação A” e formada por *Desmodium adscendens*, além das duas espécies que nomeiam a unidade de vegetação.

A distribuição dos grupos de unidades amostrais (F) e de espécies (S) no diagrama de dispersão (Figura 21) não evidenciou, dentre as variáveis ambientais mensuradas, nenhuma variável que esteja condicionante da distribuição das espécies no eixo X, o qual explica 79,47% da variação total desta distribuição (Tabela 16).

Este fato pode ser explicado pelo curto espaço de tempo entre a recuperação desta área e a referida análise, pois a comunidade ainda não havia se estabelecido e pelo fato de *A. obtusifolius* e *A. parodii* terem sido plantadas, não propiciando desta forma o estabelecimento de outras espécies.

No eixo Y, que explica cerca de 40,77% da variação total dos dados, a distribuição das espécies está respondendo a concentração de manganês no solo, no entanto, o conteúdo disponível desse elemento no solo ($0,74 - 60,5 \mu\text{g.g}^{-1}$) mostrou-se abaixo do limite de normalidade. A unidade de vegetação A localizou-se em teores baixos (média $14,10 \mu\text{g.g}^{-1}$) de manganês no solo; a unidade de vegetação B em teores altos (média $23,58 \mu\text{g.g}^{-1}$) e; a unidade de vegetação C em teores médios (média $18,66 \mu\text{g.g}^{-1}$) de manganês no solo.

O diagrama de ordenação das unidades amostrais pela disponibilidade de manganês no solo (Figura 22) revela que as componentes da unidade de vegetação B (manganês alto) posicionaram-se na porção superior do diagrama (05, 07, 11, 16, 17 e 18); a unidades amostrais que formam a unidade de vegetação C (manganês baixo) colocaram-se na porção mediana (23, 24 e 29) e; as unidades amostrais que formam a unidade de vegetação A (manganês baixo) no inferior do mesmo (01, 06 e 19). Retirou-se as unidades amostrais 8, 9 e 27 da análise por não mostrarem nenhuma tendência.

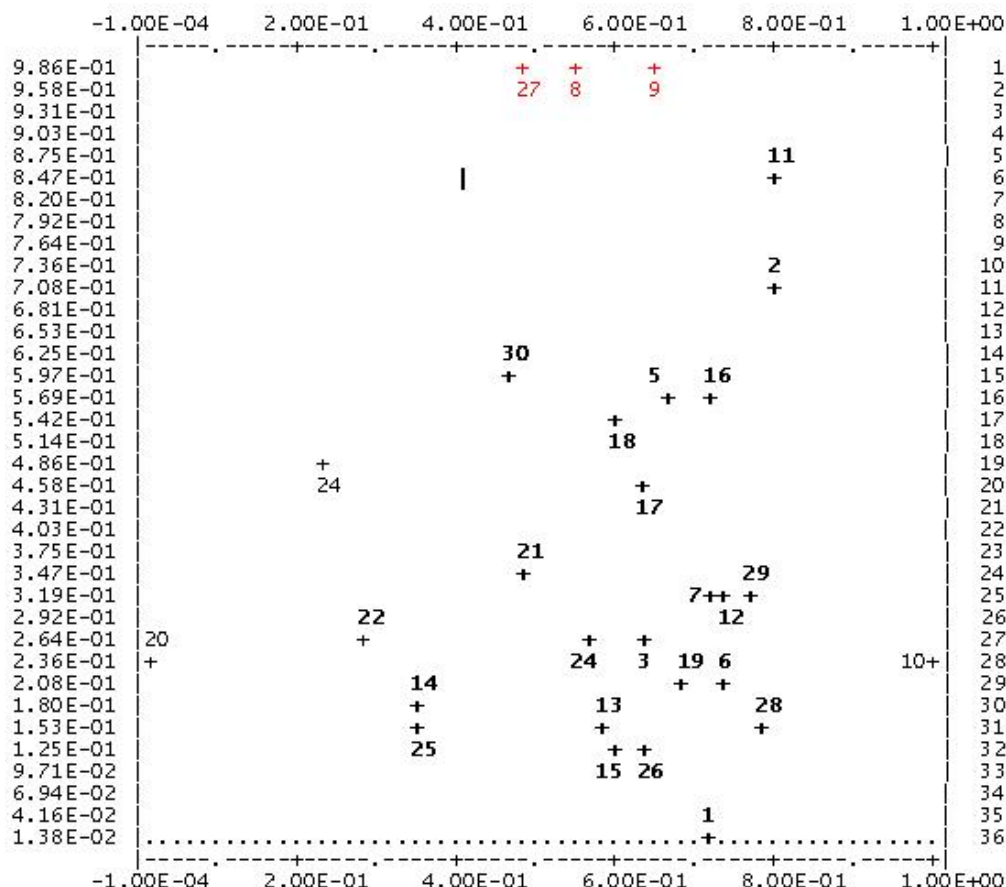


Figura 22 – Diagrama de ordenação das unidades amostrais pela disponibilidade de manganês no solo da área 6, por meio do programa *Fuzzy*. Mina do Trevo, Siderópolis, SC. Valores em negrito demonstram a tendência da formação de gradiente vegetacional. Unidades amostrais destacadas em vermelho foram retiradas da análise do diagrama, por não demonstrarem nenhuma tendência.

Observou-se que as unidades amostrais com maiores valores de manganês posicionaram-se na parte superior do diagrama, enquanto que as unidades com valores médios e baixos de manganês, encontraram-se na porção média e inferior do mesmo, sugerindo a formação de um gradiente em virtude dessa variável ambiental.

As demais variáveis ambientais mensuradas (Pb, pH, Mg, P, K, MO. e CTC) não seguem padrão definido, dificultando a visualização de um possível gradiente, não constituindo portanto, boas variáveis que possam explicar a distribuição das espécies nas unidades amostrais na área 6.

3.5 Considerações sobre o processo de recuperação das áreas 4 e 6

A avaliação do processo de recuperação de uma área degradada pode ser realizada por meio de indicadores de recuperação (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005). A utilização desses indicadores pode produzir informações úteis para o manejo e recuperação de áreas degradadas (PEREIRA et al., 2005) possibilitando a compreensão e interpretação dos dados por parte de diferentes categorias interessadas (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005).

Um conjunto muito promissor de indicadores para a avaliação e monitoramento, tanto de áreas naturais, como recuperadas, tem sido usado, entre eles a biodiversidade e equitabilidade, fluxo e ciclagem de nutrientes no solo, micro e mesofauna de solo, presença de grupos faunísticos entre outros (RODRIGUES; GADOLFI, 1998).

A vegetação vem sendo utilizada em diversos trabalhos como indicador de recuperação de uma área degradada (e.g. VALCARCEL; D'ALTERIO, 1998; CUNHA et al, 2003; PINHEIRO; FISCH, 2004; ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005). O estabelecimento de uma cobertura vegetal sobre uma área recuperada é de extrema importância, pois ocasiona a estabilização, melhoria visual, entre outros benefícios (WONG, 2003).

Analisando-se a composição florística da área 4 em relação a área 6, verificou-se aumento na biodiversidade das espécies herbáceo-arbustiva, assim como a presença constante de espécies de hábito arbustivo na área recuperada há mais tempo. Associou-se esta situação ao curto tempo de colonização que as espécies da área 6 tiveram, uma vez que poucas espécies conseguem se estabelecer, produzir propágulos e se dispersarem em tão pouco tempo.

Na área 4 encontrou-se 90 entidades taxonômicas, pertencentes a 49 gêneros e 22 famílias; enquanto que na área 6 registrou-se apenas 28 entidades taxonômicas, pertencentes a 18 gêneros e 6 famílias, com baixa similaridade entre as famílias (42,85%), os gêneros (50,47%) e espécies (35,95%) de ambas áreas (Tabela 17).

Pela distribuição do número de famílias, gêneros e espécies nas áreas 4 e 6, observou-se números maiores na área recuperada há mais tempo, sugerindo haver na referida área um estágio sussecional mais adiantado com condições para o estabelecimento de plantas um pouco mais exigentes e de porte mais elevado, gerando modificação na estrutura desta comunidade vegetal em relação a existente na área 6.

Tabela 17 – Número de famílias, gêneros e espécies encontrados nas áreas 4 e 6 da mina do trevo, Siderópolis, SC, e o índice de similaridade de Sorensen entre os referidos números de ambas as áreas.

Atributo	Área 4	Área 6	ISc(%)
Nº de família	22	06	42,85
Nº de gêneros	49	18	50,74
Nº de espécies	90	28	35,59

Zocche e Porto (1993) estudando a composição florística de áreas em condições semelhantes às áreas desse estudo, no município de Butiá (RS), encontram na área mais antiga 38 espécies, pertencente a 28 gêneros e 14 famílias e na área recuperada dois anos após 52 espécies, distribuídas em 39 gêneros e 14 famílias.

Observou-se que no estudo dos autores op cit. que a área mais jovem teve maior riqueza, em relação a área mais antiga e ambas tiveram menos espécies do que as áreas analisadas no presente trabalho, sugerindo que o processo de recuperação empregado nas área 4 e 6 na Mina do Trevo, está ocorrendo de forma satisfatória e esperada, ou seja, aumento da riqueza vegetal com o passar dos anos de recuperação.

Nas áreas da Mina Recreio em Butiá (RS) Zocche e Porto (1993) assinalam que encontraram espaços totalmente desprovido de vegetação, devido às más condições geradas pelas atividades de mineração, além do desgaste da camada de solo orgânico colocada sobre os estéreis da mineração, expondo os rejeitos piritosos utilizados para preencher as cavas, selecionando apenas espécies que conseguissem se adaptar a essas condições. Nas áreas recuperadas da Mina do Trevo, (SC), pouquíssimos espaços estavam desprovidos de vegetação e com rejeitos e estéreis da mineração, utilizados para preencher as cavas, visíveis.

Com relação a vegetação encontrada na área 6, caracteriza-se por ser pouco exigente quanto as qualidades do ambiente, compondo-se, na sua maioria, de espécies pioneiras oriundas da germinação de sementes e propágulos vegetativos trazido junto com o material utilizado para a construção do solo. No entanto as espécies pioneiras são extremamente importantes, pois modificam o habitat artificial, criado durante o processo de recuperação, preparando-o para as plantas subseqüentes da sucessão ecológica (WONG, 2003).

Com o avanço do processo de sucessão ecológica é esperado um aumento gradual e progressivo da biodiversidade local (KAGEYAMA; GANDARA, 2003), ou

seja, quanto maior for o tempo pós-distúrbio, maior será a diversidade, se a trajetória sucessional esperada seja sempre um padrão de incremento de espécies (DELFINO; MASCIADRI, 2005) lembrando sempre que a composição florística e a velocidade com que um local se recupera são fortemente influenciadas pela resiliência (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

O estágio sucessional mais avançado da área 4 é visível, uma vez que observou-se na referida área o estabelecimento de estratos vegetais, com presença de inúmeras espécies arbustivas e até arbóreas, chegando seu estrato superior a quase 2,0 metros, enquanto na área mais recente poucos indivíduos arbustivos são visualizados e seu estrato não ultrapassa a 1,4 metro. Cabe ressaltar ainda, na área mais antiga, a presença de espécies leguminosas com comprovada capacidade de fixar nitrogênio como *Aeschynomene sensitiva* (LIMA; SARTORI; POTT, 2006) e *Desmodium barbatum* (SKEFFINGTON; BRADSSHAW, 1980).

Deve-se levar em consideração que os solos degradados por processos de mineração são habitats artificiais, onde o estabelecimento da vegetação enfrenta uma diversidade de problemas, como elevadas concentrações de metais pesados que podem inibir o estabelecimento de organismos, ausência de *topsoil*, erosão constante, seca, compactação, grandes flutuações na temperatura, escassez de nutrientes, entre outros (WONG, 2003). A curto, médio e longo prazo, os fatores naturais da gênese de um solo estarão impondo a condição de equilíbrio do sistema, ou determinando o grau de estabilidade do processo de recuperação (ABRAHÃO; MELLO, 1998).

Entre os fatores abióticos analisados nesse estudo está a disponibilidade de Mn e Pb no solo e sua concentração nos órgãos vegetais. Levando-se em consideração os níveis de normalidades de Brooks (1983) e Allen (1989) os elementos analisados estão abaixo dos limites de normalidades tanto no solo (área 4 – Mn: 0,68 – 77,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e Pb: 2,06 – 3,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$; área 6 – Mn: 0,74 – 60,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e Pb: 1,4 – 3,51 $\mu\text{g.g}^{-1}$) quanto nos órgãos de *Axonopus obtusifolius*, onde o chumbo nem foi detectado (área 4 – Mn – raiz: 71,3 – 401,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e folha: 55,8– 480,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$; área 6 – Mn – raiz: 68,4 – 284,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e folha: 112,0 – 437,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Observou-se que, com exceção do valor máximo de Mn nas folhas da planta analisada, os demais valores de Mn e Pb foram sempre maiores na área mais antiga. Embora os valores de disponibilidade no solo e concentração total na planta sejam numericamente diferentes, estatisticamente essa diferença não existe.

O valor de Mn pouco mais elevado no solo e nas raízes da planta estudada, pode ser creditado ao aperfeiçoamento que a área 6 teve no seu processo de recuperação em relação a área 4, podendo este aperfeiçoamento ter disponibilizado menos íons de Mn para o solo e conseqüentemente para *Axonopus obtusifolius*.

A recuperação funcional do ecossistema degradado não depende apenas dos fatores abióticos do solo e da estrutura da vegetação da área, mas também das interações animais, plantas e microrganismos, pois essa relação acelera processo de recobrimento da cobertura vegetal nas áreas em processo de recuperação (REIS; KAGEYAMA, 2003; CORTINES et al., 2005). Quanto mais numerosas forem as interações bióticas, maior será a capacidade de diversificar as espécies envolvidas e conseqüentemente, mais rápida a recuperação da área degradada (REIS; KAGEYAMA, 2003).

Durante a coleta de dados referentes à vegetação, observou-se o acontecimento de várias interações entre animais e plantas, ou situações que propiciam essas interações. No entanto elas foram mais numerosas e diversificadas na área recuperada há mais tempo.

Verificou-se a presença de numerosos formigueiros e atividade de formigas, tanto na área 4, quanto na área 6, no entanto mais elevado na área 4. A importância delas reside no fato das formigas atuarem na redistribuição das partículas dos nutrientes e da matéria orgânica, melhorarem a infiltração de água no solo e aumentarem a porosidade e aeração (BRUYN, 1999) auxiliando assim, na penetração das raízes e influenciando na produtividade vegetal (DIEHL-FLEIG, 1996).

As formigas, em especial as cortadeiras, nos estádios iniciais de sucessão podem ser consideradas pragas, mas o estoque de folhas em seus lixeiros, geram grande acúmulo de matéria orgânica (REIS; KAGEYAMA, 2003), portanto, por serem detritívoras e/ou predadoras, auxiliam na reciclagem dos nutrientes.

As plantas e as formigas têm estreita relação, sendo os ambientes de maior número de espécies vegetais, o de maior riqueza de formigas (PEREIRA et al., 2005) e a estrutura vegetal fator que influencia na comunidade desses insetos.

É muito comum as plantas e as formigas se ajudarem mutuamente, onde as primeiras fornecem alimento para as formigas, como néctar, recebendo em troca proteção, uma vez que as formigas tendem a procurar e preda insetos herbívoros que estejam na planta (DIEHL-FLEIG, 1996; OLIVEIRA et al., 1999). Muitas vezes,

em algumas situações as formigas ainda fazem o papel de dispersoras de sementes (PIZO; OLIVEIRA, 2000; PASSOS; OLIVEIRA, 2003).

As minhocas foram os outros animais edáficos encontrados, no entanto apenas na área recuperada há mais tempo. A minhoca é um animal muito importante em processos de recuperação devido à ingestão, digestão e dejetção de resíduos orgânicos com nutrientes para as plantas em maior concentração que o solo onde se encontram; isto acontece devido ao solo estar misturado à matéria orgânica e mais as secreções intestinais e urinárias. O material dejetado encontra-se em estados mais avançados de decomposição sendo mais facilmente assimilado pelas raízes das plantas. As dejeções são pobres em argila e ricas em matéria orgânica, nitratos, fósforos, potássio, cálcio e magnésio, apresentando alta CTC e saturação das bases (KIEHL, 1985). As minhocas ainda abrem túneis no subsolo que melhoram a infiltração de água no solo e aumentam a porosidade e aeração, auxiliando na penetração das raízes, assim como as formigas.

O papel dos organismos do solo na recuperação de áreas degradadas tem recebido menos atenção do que outros aspectos da degradação ambiental. Em termos sucessionais a atividade biológica é muito importante na decomposição de mineralização de nutrientes via aporte orgânico da serrapilheira (CAMPELLO, 1998).

Os animais edáficos atuam na recuperação de áreas degradadas, participando de processos ecológicos, aumentando a atividade metabólica do solo em associação com microrganismos (HAIMI, 2000). A fauna edáfica demonstra ainda se está ocorrendo um processo de sucessão ecológica na área em processo de recuperação, servindo, desta forma, como bioindicador, uma vez que podem ser encontradas específicas para cada etapa da recuperação, sendo muito importante nesse processo as minhocas (SAUTTER, 1998).

Além das formigas e minhocas, identificou-se na área mais antiga a presença de situações que propiciam a interação entre animais e plantas como galhas e herbivoria.

As galhas são intumescência na maioria das vezes produzidas por insetos que põe seus ovos dentro de ramos e troncos das plantas, que posteriormente servirão de alimento para aves (REIS; KAGEYAMA, 2003).

Aves que se alimentam de insetos e de frutos (onívoras) ao forragearem as galhas, utilizam as plantas como poleiros e defecam nas áreas em processo de recuperação, auxiliando na dispersão e recrutamento de sementes, acelerando,

desta forma, a sucessão vegetal e contribuindo para a revegetação das áreas degradadas. Testemunharam-se inúmeras vezes aves forrageando sobre os arbustos presentes na área mais antiga, sendo as mais comuns as aves pertencentes ao grupo dos passeriformes.

Cabe ressaltar que na área mais antigas registrou-se a presença da espécie *Aeschynomene sensitiva* (Fabaceae) citado como planta predisposta ao aparecimento de galhas (LIMA; SARTORI; POTT, 2006) atuando assim como uma facilitadora de encontros interespecíficos.

A herbivoria é muito importante nos processos iniciais de recuperação, uma vez que aumenta a ciclagem de nutrientes no ambiente (REIS; KAGEYAMA, 2003) limitando o crescimento excessivo das plantas e aumentando a diversidade vegetal (MAJER, 1997 apud PAIS, 2003).

Deve-se destacar ainda, na área recuperada mais recentemente a presença de aves aquáticas, como *Anas versicolor*, *Jacana jacana* e *vanellus chilensis* utilizando as lagoinhas deixadas nessa área no momento da recuperação, para forrageamento, além dos passeriformes. Observou-se ainda, a pegada de mamíferos como *Hydrochaeris hydrocheris*, *Procyon cancrivorus* e *Cavia* sp.

A recolonização da vegetação e o aumento da biodiversidade na área mais antiga, assim como o surgimento de fatores que propiciam a recuperação dessa área, entre eles a presença de formiga, minhocas e o aumento no número de relação entre animais e plantas mostram uma evolução da complexidade da comunidade vegetal na referida área, assim como um aumento no número de nichos ecológicos a serem explorados pelos seres vivos.

Os dados confirmam que o processo empregado em ambas áreas está tendo resultante satisfatório no tocante a recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto, uma vez que um processo de recuperação visa a restituição de um ecossistema ou de uma população degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

4 CONCLUSÕES

1. As amplitudes de concentração de manganês e chumbo trocável no solo e total nos tecidos de *Axonopus obtusifolius* nas áreas mineradas estudadas, evidenciaram valores abaixo daqueles sugeridos pela literatura como impactantes, o que refuta a primeira hipótese.

2. Apesar de estarem abaixo dos limites de normalidade sugeridos pela literatura, apenas as concentrações médias de chumbo disponível no solo das áreas mineradas, evidenciando diferença estatística significativa em relação à área controle. Quanto ao manganês, observou-se uma queda na disponibilidade no solo da área 6 em relação à área 4.

3. *Axonopus obtusifolius* pode ser considerada como boa indicadora da presença de manganês no solo, pelo fato da concentração em seus tecidos ter sido superior aos valores detectados no solo. Com relação a chumbo os valores de concentração nos tecidos vegetais estavam abaixo do limite de detecção do aparelho.

4. A concentração de Mn no solo na forma disponível demonstrou estar influenciando a distribuição e a composição das unidades de vegetação nas áreas mineradas, principalmente quando se localizam sobre solos com baixos teores de umidade, comprovando-se a segunda hipótese, exceto para o elemento chumbo.

5. As áreas recuperadas mostraram aumento na diversidade de espécies herbáceo-arbustiva; assim como de interações entre animais e plantas, ou situações que propiciam essas interações com o passar do tempo, evidenciando aumento da complexidade na comunidade vegetal e do número de nichos ecológicos a serem explorados.

6. Os resultados obtidos evidenciam que o processo de reconstrução do solo adotado está tendo resultados satisfatórios no tocante a recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto, indicando eficácia no processo de recuperação das referidas áreas, em relação a indisponibilização dos metais estudados à comunidade vegetal, comprovando a eficiência do referido processo.

5 REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13030. Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

ABRAHÃO, W.A.P.; MELLO, J.W.V. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p. 15-26.

ABREU, C.A.; NOVAIS, R.F.; RAIJ, B.V.; RIBEIRO, A. C. Comparação de métodos para avaliar a disponibilidade do manganês em solos. Rev. Bras. Ci. Solo, v. 18, p. 81-90, 1994.

ADRIANO, O.C.; ALBRIGHT, J.; WIHICK, F.W.; ISCANDAR, I.K.; SHERONY, C. remediation of soil contaminated with metals and radionuclide contaminated soils. In: ADRIANO, O.C. (Ed.) Remediation of soils contaminated with metals. Sci. Rev. Northwood, UK, 1997.

ALEXANDRE, N. Z. Análise integrada da qualidade das águas da Bacia do Rio Araranguá (SC). 2000. 297f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. Florianópolis, 2000.

ALEXANDRE, N. Z. Diagnóstico ambiental da Reigão carbonífera de Santa Catarina: degradação dos recursos naturais. Revista Tecnologia e Ambiente, Criciúma (SC), v.5, n.2, p.35-50, 1999.

ALKORTA, I., HERNANDEZ-ALLICA, J., BECERRIL, J.M., AMEZAGA, I., ALBIZU, I., GARBISU, C. Recent endings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Rev. Environ. Sci. Biotechnol., v. 3, p. 71–90, 2004.

ALLEN, S.; GRIMSHAW, M. H.; PARKINSON, J. A.; QUARMBY, C. Chemical analysis of ecological materials. Oxford: Blackwell, 1989.

ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. New York: John Willy, 1990.

ALMEIDA, R.O.P.O.; SÁNCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. R. Árvore, v.29, n.1, p. 47-54, 2005.

ANTONOVICS, J.; BRADSHAW, A. D.; TURNER, R.G. Heavy metal tolerance in plants. Advance a in ecological research. London, v.7, p.1-85. 1971.

ARAGÃO DE OLIVEIRA, M. L. A. Análise do padrão de distribuição espacial de comunidades vegetais do Parque Estadual Delta do Jacuí – Mapeamento e subsídios ao zoneamento da Unidade de Conservação. 1998. 233f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

AZAMBUJA, D. S. Estudos da associação de elementos traço com a fração orgânica e inorgânica do carvão do Leão. 1978. 117f. Dissertação (Mestrado em Ciências dos Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1978.

BAKER, A. J. M. Metal tolerance. *New Phytologist*. v. 106 (supplement), p. 93-111, 1987.

BAKER, A. J. M.; REEVES, R. D.; HAJAR, A. S. M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*, v. 127, n. 1, p. 61-68, 1994.

BARTH, R. C. Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil. *Boletim Técnico (SIF)*, Viçosa, n.1, p 1-41, 1989.

BOLDRINI, I.L.; MIOTTO, S.T.S. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da estação experimental agrônômica, UFRGS, Gauíba, RS – 1ª etapa. *Acta Bot. Bras.*, v.1, n.1, p. 49-56, 1987.

BOVE, C.P.; GIL, A.S.B.; MOREIRA, C.B.; ANJOS, R.F.B. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, v. 17, n. 1, p.119-135, 2003.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil, de 05 de outubro de 1988. Confere no Art. 225, § 2º, da Constituição. Dispõe a obrigação da recuperação de áreas degradadas pela exploração de recursos minerais. Brasil – Constituição de 1988. Disponível em < <http://www.lojistas.net/gc.htm> > Acesso em: 20 set. 2005.

BRASIL. Lei n. 09.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <<http://www.presidencia.gov.br/CCIVIL/LEIS/L9985.htm>> Acesso em 6 fev. 2006.

BRASIL. Ministério. CONAMA. Resolução CONAMA n. 001 de 23 de janeiro de 1986. Confere o artigo 48 do Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983, para efetivo exercício das responsabilidades que lhe são atribuídas pelo artigo 18 do mesmo decreto, e Considerando a necessidade de se estabelecerem as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Coleção de leis [do] Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html> > Acesso em: 20 set. 2005.

BRAUN-BLANQUET, J. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Rosário: H. Blume, 1979.

BROOKS, R. R. Biological methods of prospecting for minerals. New York: Wiley-Interscience, 1983.

BROOKS, R. R. Cooper and cobalt in african species of *Crotalaria* L. Proceedings of Royal Society London Biology. v. 197, p. 231-236, 1977a.

BROOKS, R. R. Cooper and cobalt uptake by *Haumaniatrum* species. Plant and Soil. v. 48, p. 541-544, 1977b.

BROOKS, R. R. Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration. New York: Harper-Row, 1972.

BROOKS, R. R.; MORRISON, R.; REEVES, R. D.; MALAISSE, F. Cooper and cobalt in african species of *Aeolanthus* Mat. (plectranthinae, Labiatae). Plant and Soil, v. 50, p. 503-507, 1978.

BROWN, G. The effects of lead and zinc on the distribution of plant species at former mining areas of western europe. Flora, v. 190, p. 243-249, 1995.

BRUYN, L.A.L. ants as bioindicators of soil funtion in rural environments. Agriculture, Ecosystems and Environmental, v.27, p. 425-441, 1999.

BUENO, O.L.; NEVES, M.T.M.B.; OLIVEIRA, M.L.A.A.; RAMOS, R.D.L.; STREHL, T. Florística em áreas da margem direita do baixo Jacuí, RS, Brasil. Acta Bot. Bras., v.1, n.2, p. 101-121, 1987.

BUSELATO, T.C.; BURNO, O.L. Composição florística de dois campos localizados no município de Montenegro, rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia Ser, bot., v. 26, p. 54-65, 1981.

BUSTAMANTE, M. M. Biomonotoring of heavy metals using higher plants growing at former mining sites. 1993. 197f. Dissertation (Doktor der Naturwissenschaften) – Fachbereich VI Geografiphie – Glowissenschaften der Universität of Trier, Trier. 1993.

CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p. 183-196.

CAMPOS, M.L.; ALMEIDA, J.A.; SOUZA, L.S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. Rev. Bras. Ciên. Solo, v.27, p. 1123-1137, 2003.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. Pesq. Agropec. Bras., n.11, p. 1629-1638, 2002.

CATALDO, D.A.; WILDUNG, R.E. Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants. Enviro. Heath Pers., v.27, p. 149-159, 1978.

CENTENO, A. J. Curso de estatística aplicada à Biologia. Goiânia: UFG, 1999.

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense. Relatório técnico elaborado para o SIESESC. Vol. 1 e 2. 2001.

CHANEY, R. L.; MALIK, M.; LI, Y. M.; BROWN, S. L.; BREWER, E. P.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology*, v.8, p. 279-284, 1997.

CITADINI-ZANETTE, V. Diagnóstico ambiental da região carbonífera no sul de Santa Catarina: Recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão. *Revista de Tecnologia e Ambiente*, Criciúma, v. 5, n.2. p. 51-61. jul/dez. 1999.

CITADINI-ZANETTE, V. Levantamento florístico da área de recuperação da mineração a céu aberto em Siderópolis, Santa Catarina, Brasil. Publicação Avulsa da FATMA, IOESC, 22p 1982.

CITADINI-ZANETTE, V.; BOFF, V.P. Levantamento florístico em áreas mineradas a céu aberto na região carbonífera de Santa Catarina, Brasil. Florianópolis (SC): FEPEMA, 1992.

CORTINES, E.; TIENNE, L.; BIAMQUINI, L.A.; MOROKAWA, M.J.; BARBOZA, R.S.; VALCARCEL, R.; ZANDONARDI, J.E. Uso de poleiros artificiais para complementar medidas conservacionistas do projeto de reabilitação de área de empréstimo na Amazônia, Tucuruí – PA. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6, 2005. Curitiba. Anais... Curitiba: SOBRADE, 2005. p.5-11.

COSTA, A.C.S.; LOPES, L.F.; DÓLIVEIRA, P.S.; SILVA, M.A.G.; GIL, L.G.; ROCHA, R.A.A. acúmulos de Zn, Fe e Pb em plantas de crisântemo após cultivo em substrato contendo doses de resíduo industrial de galvanoplastia. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 26, n.4, p. 407-411, 2004.

COSTA, S. Estudo da concentração de metais pesados no solo e nas plantas de áreas de mineração de carvão. 2004. 39f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma, 2004.

COSTA, S. Metais pesados (Pb, Mn e Zn) em áreas de mineração de carvão a céu aberto reabilitadas: concentração em plantas utilizadas como forrageiras pelo gado bovino. 2005. 38f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma, 2005.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J.; ZOCHE-DE-SOUZA, P. Absorção de metais pesados (Zn e Pb) por *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase em áreas degradadas pela mineração de carvão, SC, Brasil . In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. Anais... Gramado, 2006a. 1 CD-ROM.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J.; ZOCHE-DE-SOUZA, P. Metais pesados (Zn, Pb e Mn) em *Axonopus compressus* (sw.) p. beauv. (Poaceae) e nos solos construídos de áreas de mineração de carvão a céu aberto recuperada. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 58., 2006, Florianópolis. Anais eletrônicos... Florianópolis, 2006b. Disponível em: <<http://www.sbpcnet.org.br/livro/58ra>>. Acesso em: 15/04/07.

CUNHA, L.O; FONTES,M.A.L.; OLIVEIRA, A.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Análise multivariada da vegetação como ferramenta para avaliar a reabilitação de dunas litorâneas mineradas em Maratacas, Paraíba, Brasil. R. Árvore, v. 27, n.4, p. 503-515, 2003.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R. Remediation of contaminated soil with green plants: an review. Vitro cell. Dev. Biology, v. 29, p. 207-212, 1993.

DAJOZ, R. Os fatores ecológicos. In: DAJOZ, R. Princípios de ecologia. 7 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. p. 27-31.

DAL PIVA, G. G. dos S. Metais pesados (cádmio, cobre e chumbo) e sua relação com a biossíntese de metabólitos secundários em ecótipos de *Baccharis trimera* (Less.) A. P.de Candolle – Compositae. 2001. 205 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

DANIEL, R.B. Florística e fitossociologia da restinga herbáceo-arbustiva do Morro dos Conventos, Araranguá, SC. 2006. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2006.

DAUBENMIRE, R. Plant communities: a text book of plants sinecology. New York: Harper & Row, 1968.

DE LUCA, F. J.; GASTALDON, M. C. Desenvolvimento sustentável e a recuperação das áreas degradadas abandonadas pela mineração de carvão na região Sul do Estado de Santa Catarina. Revista Teconologia e Ambiente, Criciúma (SC), v.5, n.2, p.19-33, 1999.

DELFINO, L.; MASCIADRI, S. Relevamiento florístico en el cabo Polônio,Rocha, Uruguay. Iheringia, Ser. Bot, v. 60, n.2, p. 119-128. 2005.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.) Recuperação de área degradada. Viçosa: UFV, 1998. p. 4-15.

DIAS, L.E. Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.) Recuperação de área degradada. Viçosa: UFV, 1998. p. 27-44.

DIEHL-FLEIG, E, Interações formigas – plantas. In: ARAÚJO, M.C.G.P.; COELHO,G.C.; MEDEIROS, L. Interações ecológicas e biodiversidade. Ijuí: Unijuí, 1996. p. 49-58.

DÍEZ LÁZARO, J.; KIDD, P.S.; MONTERROSO MARTÍNEZ, C. A phytogeochemical study of the Trás-os-Montes region (NE Portugal): Possible species for plant-based soil remediation technologies. Science of the Total Environment, v.354, p.265–277, 2006.

DIGBY, P. G. N.; KENPTOM, R. A. Multivariate analysis of ecological communities. London: Champan and Hall, 1987.

DUDKA, S.; MILLER, W.P. Permissible concentrations of arsenic and lead in soils based on risk assessment. *Water air soil Pollut.*, v. 113, p. 127-132, 1992.

DUVIGNEAUD, P. Plantes cobaltophytes dans le Haut Katanga. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* v. 91, p. 111-134, 1959.

DUVIGNEAUD, P. La végétation du Katanga et de ses soils métallifères. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* v. 90, p. 127-286, 1958.

DUVIGNEUD, P. A síntese ecológica. 2.ed. Lisboa: Inst. Piaget, 2000.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. SBCE (Sociedade Brasileira de Ciências do Solo: Núcleo Regional Sul), 2004. 394p.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, 2003. p.3-26.

EPAGRI – Empresa de Pesquisas Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura. Dados e informações bibliográficas da Unidade de Planejamento Regional Litoral Sul Catarinense – UPR 8. Florianópolis: EPAGRI, 2001.

EPAGRI – Empresa de Pesquisas Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura. Mapa de solos Unidade de Planejamento Regional Litoral Sul Catarinense – UPR 8. Florianópolis: EPAGRI, 2002.

ERNST, W. *Schwermetallvegetation der erde*. Stuttgart: Gustav Fisher, 1974.

ERNST, W.H.O. Ecophysiological studies on heavy metal plants in South Central Africa. *Kirkia*, v.8, p. 125-146, 1972.

EVANS, L. J. Chemistry of metal retention by soils. *Environment Science Technology*, v. 23, p. 1046-1056, 1989.

FADIGAS, F.S.; AMARAL-SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, N.; ANJOS, L.H.C.; FREIXO, A.A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. *Bragantia*, v.61, n.2, p. 151-159, 2002.

FARAGO, M. E. Metal tolerant plants. *Chemical Review*, v.36, p.155-182,1981.

FARAGO, M.; COLE, M.; XIAO, X.; VAZ, M. C. Preliminary assessment of metal bioavailability to plants in the Neves Corvo area of Portugal. *Chemical Speciation and Bioavailability*, v. 4, n. 1, p.19-27, 1992.

FEOLI, E.; ORLÓCI, L. Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables. *Vegetatio*, The Hague, v. 40, n.1, p.49-54, 1979.

FILGUEIRAS, T. S. et al. Caminhamento: um método para levantamentos florísticos qualitativos. In: IBGE. Cadernos de Geociências, n. 12, p. 39-43, 1994.

FOCHT, T.; PILLAR, V. D. Spatial patterns and relations with site factors in a campos grassland under grazing. *Braz. J. Biol.*, v.63, n. 3, p.423-436, 2003.

FOY, C.D.; CHANEY, R.L.; WHITE, M.C. The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, v. 29, p. 511-566, 1978.

FRANÇA, F.; MELO, E.; NETO – GÓES, A; ARAÚJO, D.; BEZERRA, M.G.; RAMOS, H.M.; CASTRO, I.; GOMES, D. Flora vascular de açudes de uma região do semi-árido da Bahia, Brasil. *Acta. Bot. Bras*, v.17, n.4, p. 549-559, 2003.

FRIZZO, T. C. E. Zoneamento da vegetação e sua relação com metais pesados na mina Volta Grande, Lavras do sul, RS. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

FRIZZO, T. C. E.; PORTO, M. L. Zoneamento da vegetação e sua relação com a ocorrência de estruturas mineralizadas na mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS, Brasil. *Iheringia: Sér. Bot.*, v.59, n.1, p.5-12, 2004.

GAIVIZZO, L. B.; VIDOR, C.; TEDESCO, M. J. BISSANI, C.A. Potencial poluidor de rejeitos carboníferos. II – efeitos da recuperação com camadas de solo sobre as plantas e a população microbiana. *Ciênc. Rural*, v.32, n.6, p. 955-961, 2002.

GAIVIZZO, L. B.; VIDOR, C.; TEDESCO, M. J. Recuperação de áreas utilizadas para depósitos de rejeitos de minas de carvão. In: *Centro de Ecologia – Carvão e Meio Ambiente*. UFRGS, 2000.

GALVANI, F.R.; BAPTISTA, L.R.M. flora do parque estadual do Espinello – Barra do Quaraí, RS. *Rev. Fac. Zoo. Vet. Agro.*, v.10, p. 148-168, 2004.

GIRARDI-DEIRO, A. M. Influencia de manejo, profundidade do solo, inclinação de terreno e metais pesados sobre a estrutura e a dinâmica da vegetação herbácea da Serra do Sudeste, RS. 1999. 196f. Tese (Doutorado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

GISBERT, G.; ROS, R.; HARO, A.D.; WALKER, O.J.; BERNAL, M.P.; SERRANO, R.; NAVARRO-AVIÑO, J. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. *Biochem and Biophys*, v. 303, p. 440-445, 2003.

GOLDSCHMIDT, V. M. Rare elements in coal ashes. *Indus. and Eng. Chem.*, v.27,1100-1103. 1930.

GOMES, A. P.; FERREIRA, J. A. F.; ALBUQUERQUE, L. F.; SÜFFERT, T. Carvão fóssil. *Estudos avançados*, v.12, n.33, p.89-106, 1998.

GUAGLIANONE, E.R. Contribución al estudio Del género *Rhynchospora* (Cyperaceae) v. Sección longi rostres en América Austral. Drawiniana, n. 39, p. 287-342, 2001.

GUARIGATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary Forest succession: changes in structural and functional characteristics Forest. Ecology and management, v. 148, n. 185-206, 2001.

GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P.J.; ASP, H. cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. Plant and soil, v.171, p. 185-187, 1995.

HAIMI, J. Decomposer animal and bioremediation of soils. Environmental Pollution, v.107, p. 233-238, 2000.

HORBACH, R.; KUCK, L.; MARIMON, R. G.; MOREIRA, H. L.; FUCK, G. F.; MOREIRA, M. L. O.; MARISON, M. P. C.; PIRES, J. L.; VIVIAN, O.; MARINHO, D. A.; TEIXEIRA, W. Geologia. In: Levantamento de recursos naturais. V. 33. Porto Alegre: IBGE, 1986.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace element in plants and soils. Boca Ratón: CRC Press, 1992.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.; BORGES, A. Pesquisa e recuperação de áreas degradadas na mata atlântica. In: CONSELHO NACIONAL DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. Recuperação de Áreas Degradadas na Mata Atlântica: Catálogo Bibliográfico, Conselho Nacional da Biosfera da Mata Atlântica, 1997. p.11-16.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN-JUNIOR, L.; VALLADARES – PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (eds.) Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. UFPR/Fundação o Boticário: Curitiba, 2003. p. 383-394.

KAMPF, N.; SCHNEIDER, P.; BOHNEN, H.; GIASSON, E.; BISSANI, C. A.; MELLO, P. F.; ALEXANDRE, M. D.; COTRIN, M.; SANTOS, A. L. Solos construídos em áreas de mineração da bacia carbonífera. In: Carvão e Meio Ambiente – Centro de Ecologia da UFRGS. Porto Alegre: UFRGS, 2000. p.596-640.

KAUL, P. F. T. Geologia. In: Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1990.

KENT, M.; COKER, P. Vegetation description and analysis: a practical approach. Corporate Blvd, N.W.: Boca raton, Florida, 2000.

KER, J. C.; ALMEIDA, J. A.; FASSOTO, P. J.; HOCHMÜLLER. Pedologia: levantamento exploratório de solos. In: Levantamento de recursos naturais. V. 33. Porto Alegre: IBGE, 1986.

KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985.

KIM, I.S.; KANG, H.K.; JOHNSON-GREEN, P.; LEE, E.J. Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environ. Pollut.*, v.126, p.235–43, 2003.

KITA, K.K.; SOUZA, M;C. Levantamento florístico e fitossociológico da lagoa Figueira e seu entorno, planície alagável do alto rioParaná, Porto rico, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 25, n. 1, p. 154-155, 2003.

KREBS, A. S. J. Avaliação do potencial hidrogeológico da área correspondente à bacia hidrográfica do rio Araranguá, SC. Criciúma: UNESC, 1997.

KUNTZE, H. Behavior of heavy metals in soils. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM, 4. Proceedings..., BENDER, F. (ed.), Geo-resources and environment, 1986.

LARCHER, W. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: Rima. 2000.

LAVADO, R.S.; RODRIGUES, M.B.;SCHEINER, J.D. heavy metals in soils of Argentina: comparison between urban and agricultural soils. *Communications in Soil Science And Plant*, v.29, n. 11-14, p. 1913-1917,1998.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. *Geografia do Brasil*, IBGE, v. 2, p.113-150, 1990.

LEVY, E. B.; MADEN, E. A. The point method of pasture analysis. *N. Z. J. Agric.* v. 46, p.267 – 79, 1933.

LI, M.S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: a revien of research and practice. *Science of the total Environment*, v. 357, p. 38-53, 2006.

LIMA E CUNHA, M. do. C. A biogeoquímica na prospecção mineral – aplicação do método em área mineralizada à cobre no Rio Grande do Sul. 1982. 88f. Tese (Doutorado em Geociências) – Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 1982.

LIMA, L.C.P.; SARTORI, A.L.B.; POTT, .V.J. *Aeschynomene* L. (Leguminosa, Papilionoideae, Aschynomeneae) no Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Hoehmea*, v. 33, n.4, p. 419-453, 2006.

LONGI-WAGNER, H.M.; BITTRICH, V.; WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J. (Orgs.) *Flora fanerogâmica do estado de São Paulo – Poaceae*. São Paulo: FAPESP/HUCITEC, 2001.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. Interpretações de análise do solo: conceitos e operações. *Boletim Técnico*, 2, ANDA (Associação nacional Para a Difusão de Adubos): São Paulo,1992.

LOPES, A.S.; SILVA, M.C.; GUILHERME, L.R.G. Acidez do solo e calagem. Boletim Técnico, 1, ANDA (Associação nacional Para a Difusão de Adubos): São Paulo, 1991.

LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. Fundamentos da química do solo: teoria e prática. 2 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.

MACNAIR, M. R. Heavy metal tolerance in plants: A model evolutionary system. Trends Ecol. Evolution, v. 2, n. 12, p. 354-359, 1987.

MACNAIR, M. R. Why the evolution of resistance to anthropogenic toxins normally involves major gene changes: the limits to natural selection. Genetica, v. 84, n. 3, p. 213-219, 1991.

MAIXNER, A. E.; SCHWARZBOLD, A. Características silvo-agro-pastoris da Região Carbonífera do espaço de Santa Catarina. In: UFRGS-FATMA. Estudos sobre o impacto ecológico da mineração e do beneficiamento do carvão na Região Sul do estado de Santa Catarina. 1978. Relatório final (Convênio FATMA-UFRGS), 1978.

MALAVOLTA, E. Elementos de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Agonomica Ceres, 1980.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e fatos. São Paulo: Produquímica Indústria e Comércio, 1994.

MALAVOLTA, F. Nutrição mineral. In: FERRI, M. G. (Org.). Fisiologia vegetal 1. 2ed. São Paulo: EPU, 1989.

MALYUGA, D. P. Biogeochemical methods of prospecting. New York: Consultants Bureau, 1964.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. O método de pontos. Acta Bot. Bras., v.4, n.2, 95-122, 1990.

MARCOMIN, F. E. Zoneamento Ambiental do Rio Tubarão - SC, Através da Análise de Metais Pesados Em Água, Sedimento, Substrato, Plantas e de Componentes Estruturais da Paisagem. 1996. 145f. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

MARTINAZZO, R. Diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado. 2006. 82f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MATEUCCI, S. D.; COLMA, A. Metodologia para el estudio de la vegetación. Washington: The General Secretariat of the Organization of American States, 1982.

- MAUHS, J.; MARCHIORETTO, M.S.; BUDKE, J.C. Riqueza e biomassa de macrófitas aquáticas em uma área úmida na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Botânicas*, n. 57, p. 289-302, 2006.
- McLAREN, R. G.; CRAWFOR, D. V. Studies on copper. 1. The fractionation of copper in soil. *Journal Soil Science*, v. 24, p. 172-181, 1973.
- MELLO, F.A.F; BRASIL SOBRINHO, M.O.C.; ARZOLLA, R.I.; COBRA NETO, A.; KIEHL, J.C. Fertilidade do solo. Piracicaba: Nobel, 1989.
- MIAO, Z.; MARRS, R. Ecological restoration and land reclamation in open-costa mines in Shanxi Province, China. *Journal of Environmental Management*, v.59, p. 205-215, 2000.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A; MARTIN NETO, L. Provável mecanismo de liberação do manganês no solo. *Pesq. Agropec. Bras.*, v.28, n.6, p. 725-731, 1993.
- MULLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York. 1974.
- OLEYNIK, J.; BRAGAGNOLO, N.; BUBLITZ, U.; SILVA, J.C.C. Análises de solo: tabelas para transformação de resultados analíticos e interpretação de resultados. 3. ed. Curitiba: EMATER–Paraná, 1995. 66p. (Informação técnica 31).
- OLIVEIRA, P. S.; RICO-GRAY, V.; DÍAZ-CASTELAZO, C.; CASTILLO-GUEVARA, C. Interaction between ants, extrafloral nectaries and insect herbivores in Neotropical coastal sand dunes: herbivore deterrence by visiting ants increases fruit set in *Opuntia stricta* (Cactaceae). *Functional Ecology*, v. 13, p.623–631,1999.
- OZTURK, L.; KARANLIK, S.; OZKUTLU, F.; CAKMAK, I.; KOCHIAN, L.V. shoot biomass and zinc/cadmium uptake for hyperaccumulator and non-accumulator *Thaspi* species in response to growth on a zinc – deficient calcareous soil. *Plant Sci.*, v.164, p. 1095-10101.
- PAIS, M.P. Artrópodes e suas relações de herbivoria como bioindicador nos primeiros estágios de uma recomposição de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto (SP). Tese (Doutorado em Entomologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- PASCHKE, M.W.; VALDECANTOS, A.; REDENTE, E.F. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species. *Environmental Pollution*, v. 135, p.3131-322, 2005.
- Passos, L.; Oliveira, P.S. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 19, n. 261–270, 2003.
- PENDERGRASS, A.; BUTCHER, D.J. Uptake of lead and arsenic in food plants grown in contaminated soil from barber Orchard, NC. *Microchemical Journal*, v. 83, p. 14-16, 2006.

PEREIRA, M.P.S.; QUEIROZ, J.M.; VALCARCEL, R.; NUNES, A.J.M. Fauna de formigas no biomonitoramento de ambientes de área de empréstimo em reabilitação na Ilha da Madeira, RJ. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6, 2005. Curitiba. Anais... Curitiba: SOBRADE, 2005. p. 5-11.

PILLAR, V. P. Fatores de ambiente relacionados à variação da vegetação de um campo natural. 1988. 164f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Curso de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto alegre, RS.

PILLAR, V. P. O problema da amostragem em ecologia vegetal. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS: Departamento de Botânica, 1996. Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>. Acesso em: 22 set. 2005.

PILLAR, V.P. How Sharp are classifications? Ecology, v.80, n.8, p.2508-2516, 1999.

PILLAR, V.P. Padrões e processos em campos do sul do Brasil. Tópicos atuais em Botânica, Porto Alegre, p. 165-171, 2000.

PILLAR, V.P.; BOLDRINI, I.L.; LANGE, O. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. Pesq. Agropec. Bras., v. 37, n. 6. p. 753-761, jun., 2002.

PILLAR, V.P.; JACQUES, A.V.A.; BOLDRINI, I.L. Fatores de ambiente relacionados à variação da vegetação de um campo natural. Pesq. Agropec. Bras., v. 27, n. 8, p. 1089-1101, 1992.

PILLAR, V.P.; ORLÓCI, L. taxonomy and perception in vegetation analysis. Coenoses, v.8, n.1, p. 53-66, 1993.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Biol., v. 56, p.15–39, 2004.

PINHEIRO, R.A.; FISCH, S.T. A cobertura vegetal e as características do solo em áreas de extração de areia. Rev. Biociênc., v.10, n.3, p. 103-110, 2004.

PIZO, M, A.; OLIVEIRA, P.S. The Use of Fruits and Seeds by Ants in the Atlantic Forest of Southeast Brazil. Biotropica, v. 32, p. 851–861, 2000.

PORTO, M. L. Beiträge zur Schwermetallvegetation von Rio Grande do Sul, Brasilien. 1981. 76f. Dissertation (Doktor der Naturwissenschaften) – Fakultät für Naturwissenschaften und Mathematik der Universität Ulm, Ulm, 1981.

PORTO, M. L. Plantas detectoras de metais. Ciência Hoje, v.10, n. 55, p. 8-9, 1989a.

PORTO, M. L. Tolerância ao cobre em ecótipos de *Schinus lentiscifolius* March (Anacardiaceae) de áreas mineradas no Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Botanica Brasilica, v. 3, n. 2, p.23-31, 1989b.

PORTO, M. L. Vegetação metalófila e desenvolvimento do setor mineral. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1, 1986, Belém. Anais... Belém: EMBRAPA – CPATU: 1986. v.2, p.171-183.

PRACH, K., PYSÍEK, P. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats, Experience from Central Europe. Ecological Engineering, v.17, p.55-62., 2001.

PROCHNOW, T. R. Avaliação de áreas com rejeitos da mineração de carvão, com ênfase em bioindicadores vegetais para metais pesados, no município de Charqueadas, RS. 1995. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

PROCHNOW, T. R.; PORTO, M. L. Avaliação de uma área de rejeitos da mineração de carvão com vistas à bioindicadores vegetais para metais pesados. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. Carvão e meio ambiente. Porto Alegre: Ed. Da UFRGS, 2000.

QUADROS, F.L.F.; BICA, G.S.; DAMÉ, P.R.V.; DOROW, R.; KERSTING, C.; PÖTTER, L. Levantamento das pastagens naturais da região de Santa Maria – RS, Brasil. Ciência Rural, v. 33, n. 5, 2003.

QUAGGIO, J. A. Acidez e calagem em solos tropicais. Campinas: Instituto agrônomo, 2000.

RAIJ, V. B.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M. E.; LOPES, A. S.; BATAGLIA, O. C. Análise química do solo para fins de fertilidade. Campinas: Fundação Cargill, 1987.

RASKIN, I.; KUMAR, P.B.A.N.; DUSCHENKOV, S.; SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. Current Opinion Biotechnology, v.5, p.285-290, 1994.

REBELO, M.A. Florística e fitossociologia de um remanescente florestal ciliar: subsídio para a reabilitação da vegetação ciliar para a microbacia do rio Três Cachoeiras, Laguna, SC. 2006. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2006.

REINERT, D.J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p. 163-176.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L.F.D.; MENDES, F.G.; ENGEL, V.L. (Orgs.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 92-110.

REMOR, R. Regeneração natural em blocos experimentais de *Mimosa scrabella* BENTH.: subsidios para recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto no sul do estado de Santa Catarina, Brasil. 2004. 109f.

Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais). Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, SC. 2004.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. Pedologia: base para distinção de ambientes. 4.ed. Viçosa: NEPUT, 2002.

RIBOLDI, J. Elementos básicos de estatística. Cadernos de matemática e estatística. Instituto de Matemática, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1993. Série B: Trabalho de apoio didático.

ROBERTS, D.W. Fuzzy systems vegetation theory. *Vegetatio*, v. 83 p. 71-80, 1989.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.

ROSSELLI, W.; KELLER, C.; BOSCHI, K. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. *Plant Soil*, v.256, p.265–72, 2003.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos. Atlas escolar de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro/IOESC, 1991.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria do desenvolvimento econômico e integração ao MERCOSUL. Diretoria de Geografia, Cartografia e Estatística/Gerencia de Análise Estatística. Anuário estatístico de Santa Catarina. Florianópolis, SC: IOESC, 2000.

SANTOS, M. *Paspalum notatum* Flüggé var. *notatum* (Poaceae) em ambientes com e sem rejeitos de mineração de carvão: morfo-anatomia e bioacumulação de metais pesados. 2000. 154f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2000.

SANTOS, R. Restauração de ecossistemas degradados pela mineração de carvão a céu aberto em Santa Catarina. 2003. 115f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SANTOS, R.V.; MURAOKA, T. Interações salinidade e fertilidade do solo. In: GHEVI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. p. 289-317.

SAUTTER, K.O. Meso (Acari e Collembola) e macrofauna (Oligochaeta) na recuperação de solos degradados. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, 1998. p. 197-202.

SCHMITT, H. W.; STICHER, H. Heavy metal compounds in the soil. In: MERIAN, E. (ed.). Metals and their compounds in the environment – occurrence analysis and biological relevance. VCH Weinheim, 1991.

SCHULTZ, E.; JOUTTI, A.; RÄISÄNEN, M.L.; LINTINEN, P.; MARTIKAINEN, E. LEHTO, O. extractability of metals and ecotoxicity of soils from two old wood impregnation sites in Finland. *Science Of The Total Environment*, v.326, p. 71-84, 2004.

SILVA, M. A. S. Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil, Projeto de mapeamento Geológico/metalogenético sistemático. Criciúma, Folha SH.22-X-B. Estado de Santa Catarina. Escala 1:250.000. Brasília: CPRM: serviço geológico do Brasil, 2000.

SILVANO, J. Avaliação de metais na água, no sedimento e nos peixes da lagoa Azul, formada por lavra de mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis, SC. 2003. Dissertação (Mestrado em Ecologia), - Curso de Pós-Graduação em ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

SKEFFINGTON, R.A.; BRADSHAW, A.D. NITROGEN FIXATION BY PLANTS GROW ON RECLAIMED China Clay Wastes. *Journal of Applied Ecology*, v.17, p. 469-477, 1980.

SMANIOTO, A. A. Deposição Sub-áquatica de rejeitos do beneficiamento de carvão em Siderópolis (SC). In: Seminário Regional de recuperação ambiental de áreas impactadas pela mineração de carvão. 2004. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br/eventos/default.htm>>. Acesso em: 20 set. 2005.

SMITH, L.B.; WASSHAUSEN, D.C.; KLEIN, R.M. Gramíneas – Gêneros: 85. *Paspalum* até 115. *Zea*. Flora Ilustrada Catarinense, Ijajaí. 1892.

SOARES, C.R.F.S.; GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G. MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus ciprophylla* em solução nutritiva. *Pesq, Agropec. Bras.*, v. 36, n.2, p.339-348, 2001.

SOON, Y. K.; BATES, T. E. Chemical pool of cadmium, nickel, and zinc in polluted soils and some preliminary inductions of their availability to plants. *Journal of Soil Science*, v. 33, p. 477-488, 1982.

SOUZA, M.L.P.; ANDREOLI, C.V.; AMARAL, M.B. Levantamento preliminar dos teores de metais pesados em alguns solos do Paraná. *Revista Sanare*, v.5, n.5, p. 68-75, 1996.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em A.P.G. II. Nova Odessa (SP): Instituto Plantarum, 2005.

TAKEDA, I.J.M.; FARAGO, P.V. Vegetação do Parque Estadual de Vila Velha: guia de campo. v.1. Curitiba: sem editora, 2001.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. *Boletim técnico*, 5, 1995.

TEIXEIRA, M. B.; COURA NETO, A. B.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A. L. R. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos – Estudo fitogeográfico. In: Levantamento de recursos naturais. V. 33. Porto Alegre: IBGE, 1986.

TRYON, R. M.; TRYON, A. F. Ferns and allied plants: with special reference to tropical America. New York: Springer Verlag, 1982.

TYLER, G; BALSBERG-PAHLSSON, A.M.; BENGTSSON, G.; BAATH, E. Tranvik L. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. Water Air Soil Pollut, v. 47, p.189 –215, 1989.

VALADARES, J. M. A. S. Microelementos. In: MONIZ, A. C. (coord.). Elementos de pedologia. São Paulo: Polígono/Editora da Universidade de São Paulo, p. 200-208, 1975.

VALCARCEL, R.; DÁLTERIO, C.F.V. Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: avaliação das modificações edáficas e fitossociológicas. Floresta e ambiente, v.5, n. 1, p. 68-88, 1998.

VALENTIN. J.L. Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.

VANNI, R.O. El género *Desmodium* (Leguminosae, Desmodieae) en Argentina. Darwiniana, v. 39, p. 255-285, 2001.

VATANABE, M.E. Phytoremediation on the brink of commercialization. Environmental Science & Technology, v. 31, p. 182-186, 1997.

VIEIRA, C.M.; PESOA, S.V.A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na reserva biológica de poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. Rodriguésia, v.52, n.80, p.17-30, 2001.

VIETS, Jr. F. G. Chemistry and availability of micronutrients in soils. Journal of Agricultural Food Chemistry. v.10, p. 174-178, 1962.

WALLACE , A.; BERRY, W. L. Trace elements in the environment, effects and potencial toxicity of those associated with coal. In: WALI, M. K. (ed.). Ecology and coal resource development, v.1, based on THE INTERNATIONAL CONGRESS FOR ENERGY AND THE ECOSYSTEM. Grand Forks: University of North Dakota, 1979.

WEBER, J.; KAREZEWSKA, A. biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environmental. Geoderma, v. 122, p. 105-107, 2004.

WHATLEY, J. M.; WHATLEY, F. R. A luz como um fator do ecossistema. In: WHATLEY, J. M.; WHATLEY, F. R. A luz e a vida das plantas. São Paulo: EPU/EDUSP. 1982. p. 80-100.

WIEGLEB, G., FELINKS, B. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia e chance or necessity. Ecological Engineering, v.17, p.199 – 217, 2001.

WILD, O. Data analysis with MULVA-5. draft version, WSL, 1993.

WILD, O. Data analysis with MULVA-5. draft version, WSL, 1994.

WILD, O.; ORLÓCI, L. Numerical exploration of community patterns – a guide to the use of MULVA 5. 2 ed. Amsterdam: SBP Academic Publishing, 1996.

WONG, M.H. ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, v. 50, p. 775-780, 2003.

YANQUN, Z.; YUAN, L.; JIANJUN, C.; HAIYAN, C.; LI, Q.; SCHVARTZ C. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead–zinc mining area in Yunnan, China. *Environment International*, v. 31, p.755– 762, 2005.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, v. 368, p. 456-464, 2006.

ZANARDI JUNIOR, V.; PORTO, M. L. Avaliação do Sistema de Lagoas em Área de Mineração de Carvão a Céu Aberto: Metais Pesados na Água, Plantas e Substrato. Em pauta - Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS, Porto Alegre, n. 49, p. 1-83, 1991.

ZAR, J. Bioestatistical Analysis. New Jersey: Prentice may, 1985.

ZHELJAZKOV, V.D.; MIELSEN, N.E. Effect of heavy metals on perppermint and cornmint. *Plat and soil*, n. 178, p. 59-76, 1996.

ZOCICHE, J. J. Comunidades Vegetais de Campo e sua Relação com a Concentração de Metais Pesados no Solo em Áreas de Mineração de Carvão a Céu Aberto, na Mina do Recreio - Butia - RS. 1989. 159 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1989.

ZOCICHE, J. J. Comunidades Vegetais de Savana Sobre Estruturas Mineralizadas de Cobre na Mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS. 2002. 205 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

ZOCICHE, J. J. Metais pesados (Fe, Mn e Zn) no solo construído e na vegetação das antigas bacias de decantação do lavados de Capivari, Capivari de Baixo, SC. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6, 2005. Curitiba. Anais... Curitiba: SOBRAD, 2005. p.117-124.

ZOCICHE, J. J.; PORTO, M. L. Florística e fitossociologia de campo natural sobre banco de carvão e áreas mineradas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botânica Brasília*, v. 6, n. 2, p. 47-84, 1993.

ZOCICHE, J. J.; SILVANO, J. Conteúdo de metais pesados no solo, plantas e em peixes. In: Diagnóstico ambiental de áreas degradadas pela atividade extrativa

de carvão mineral, Campo Morozini, Treviso (SC): Projeto de Reabilitação de Áreas Degradadas (PRAD). Criciúma (SC): IPAT/UNESC, 2003. 9f.

ZOCHE-DE-SOUZA, P.; COSTA, S.; ZOCHE, J. J. *Baccharis trimera* Less. DC. como indicadora da recuperação de áreas mineradas de carvão. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. Anais... Gramado, 2006. 1 CD-ROM.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Relação das 90 entidades taxonômicas registradas no levantamento fitossociológico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam a área 4 na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.

Família/Nome científico

1. APIACEAE

Centella hirtella Nannf.

2. ASTERACEAE

Achyrocline satureioides (Lam.) DC.

Aspilia cf. *setosa* Griseb.

Baccharis conyzoides DC.

Baccharis cylindrica (Less.) DC.

Baccharis spicata (Lam.) Baill.

Baccharis cf. *trimera* (Less.) DC.

Baccharis uncinella DC.

Baccharis cf. *usterii* Heering

Eupatorium cf. *bupleurifolium* DC.

Eupatorium sp.1

Gamochaeta americana (Mill.) Wedd.

Mikania cordifolia (L.F.) Willd.

Mikania micrantha H.B. & K.

Solidago chilensis Meyen

Vernonia tweediana Baker

3. BLECHNACEAE (Pteridophyta)

Blechnum glandulosum Link

4. CARYOPHYLLACEAE

Drymaria cordata (L.) Willd.

5. COMMELINACEAE

Commelina cf. *difusa* Burm f.

6. CONVOLVULACEAE

Ipomoea cf. *grandifolia* (Dammer) O'Donell

7. CYPERACEAE

Cyperus haspan haspan Kük

Cyperus hermaphroditus Standl.

Cyperus virens Michx.

Cyperus sp.1

Cyperus sp.2

Cyperus sp.3

Cyperus sp.4

Eleocharis Montana (Kunth) Roem. & Schult.

Fimbristylis dichotoma Vahl.

Fimbristylis sp.

Kyllinga brevifolia Rottb.

Rhynchospora asperula (Nees) Steud.

Rhynchospora barrosiana E.R. Guaglianone

Rhynchospora cf. *holoschoenoides* (Rinch.) Herter
Rhynchospora sp.
Scleria hirtella Sw.
 Cyperaceae sp. nova

8. FABACEAE

Aeschynomene sensitiva Sw.
Desmodium adscendens (Sw.) DC.
Desmodium incanum DC.
Indigofera campestris Bonq.

9. IRIDACEAE

Sisyrinchium micranthum Cav.

10. JUNCACEAE

Juncus imbricatus Laharpe
Juncus marginatus Rostk.
Juncus microcephalus Bonpand & Kunth
Juncus scirpoides Lam.

11. LAMIACEAE

Hyptis cf. *mutabilis* (Rich.) Briq.
Hyptis cf. *pectinata* (L.) Poit

12. LYTHRACEAE

Cuphea carthagenensis (Jacq.) Macbr.

13. MALVACEAE

Sida rhombifolia L.

14. MELASTOMATACEAE

Tibouchina herbacea (DC.) Cogn.

15. ONAGRACEAE

Ludwigia octovalvis (Jacq.) P.H. Raven

16. PLANTAGINACEAE

Scoparia dulcis L.
Mecardonia sp.

17. PHYLLANTHACEAE

Phyllanthus sp.

18. POACEAE

Andropogon bicornis L.
Andropogon leucostachyus Kunth in Humb.
Andropogon sp.
Axonopus jesuiticus (Araújo) Valls
Axonopus obtusifolius (Raddi) Chase
Axonopus polystachyus G.A. Black
Axonopus espécie nova 1 (*Axonopus parodii*)

Axonopus espécie nova 2 (*Axonopus araujoi*)
Bothriochloa exaristata (Nash) Henrard
Coelorhachis sp. cf.
Cortaderia selloana (Schult.) A & G
Echinochloa crusgalli (L.) P. Beauv.
Ischaemum minus J. Presl
Panicum aquaticum Poir. In Lan
Panicum sabulorum Lam.
Paspalum conjugatum Bergius
Paspalum corcovadense Raddi
Paspalum dilatatum Poir. in Lam.
Paspalum pauciciliatum (Parodi) Herter
Paspalum regnellii Mez.
Paspalum urvillei Steud.
Sacciolepis indica (L.) Chase
Schizachyrium microstachyum (Desv.) Roseng., B.R. Arr. & Izag
Setaria parviflora (Poir.) Kerguelen
Steinchisma decipiens (Ness ex Trin.) W.V.Br.
Steinchisma hians (Elliott) Nash in Small
 Poaceae 1

19. POLYGONACEAE

Polygonum hydropiperoides L.

20. PTERIDACEAE (Pteridophyta)

Pityrogramma calomelanos (L.) Link

21. RUBIACEAE

Diodia alata Nees & C. Mart.

Diodia radula Cham. et Schlecht

22. VERBENACEAE

Verbena litoralis Kunth

INDETERMINADAS

Indeterminada 1

Indeterminada 3

Indeterminada 4

Apêndice 2 – Relação das 28 entidades taxonômicas registradas no levantamento florístico do estrato herbáceo-arbustivo que colonizam a áreas 6 na Mina do Trevo, Siderópolis, Santa Catarina.

Família/Nome científico

1. APIACEAE

Centella hirtella Nannf.

2. ASTERACEAE

Baccharis spicata (Lam.) Baill.

Baccharis cf. *trimera* (Less.) DC.

3. CYPERACEAE

Cyperus odoratus L.

Fimbristylis complanata (Retz.) Link

Fimbristylis dichotoma Vahl.

Kyllinga brevifolia Rottb.

Pycnus polystachyus (Rottb.) P. Beauv.

Rhynchospora barrosiana E.R. Guaglianone

Rhynchospora emaciata (Ness) Boeck.

Scleria hirtella Sw.

4. FABACEAE

Desmodium adscendens (Sw.) DC.

Indigofera campestris Bonq.

5. POACEAE

Andropogon bicornis L.

Andropogon leucostachyus Kunth in Humb.

Axonopus obtusifolius (Raddi) Chase

Axonopus polystachyus G.A. Black

Axonopus espécie nova 2 (*Axonopus araujo*)

Cortaderia selloana (Schult.) A & G

Ischaemum minus J. Presl

Panicum sabulorum Lam.

Paspalum conjugatum Bergius

Paspalum intermedium Munro ex Morong & Britton

Paspalum pumilum Nees

Schizachyrium microstachyum (Desv.) Roseng., B.R. Arr. & Izag

6. RUBIACEAE

Diodia alata Nees & C. Mart.

Diodia radula Cham. et Schlecht

Diodia sp.3
