

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia

Ana Catarina Conte Jakovac

O uso do banco de sementes florestal contido no *topsoil* como
estratégia de recuperação de áreas degradadas

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biologia da UNICAMP, para
obtenção do Título de Mestre em
Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Campinas

2007

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

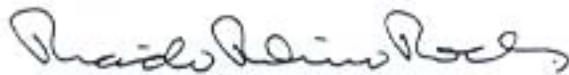
J213u	<p>Jakovac, Ana Catarina Conte O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas / Ana Catarina Conte Jakovac. – Campinas, SP: [s.n.], 2007.</p> <p>Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.</p> <p>1. Solos - Degradação. 2. Taludes (Geografia física). 4. Solos - Recuperação. 5. Sucessão ecológica. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.</p>
-------	--

Título em inglês: The forest topsoil seed bank as a degraded area rehabilitation strategy.
Palavras-chave em inglês: Soil degradation; Slopes (Physical geography); Soil remediation; Ecological succession.
Área de concentração: Biologia Vegetal.
Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.
Banca examinadora: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Rafael Silva Oliveira, James Jackson Griffith.
Data da defesa: 08/08/2007.
Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 06 de agosto de 2007.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (Orientador)


Assinatura

Profa. Dr. James Jackson Griffith


Assinatura

Prof. Dr. Rafael Silva Oliveira


Assinatura

Prof. Dr. Sérgio Gandolfi

Assinatura

Prof. Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho

Assinatura

*Em tudo deve haver um pouco de poesia
para lembrar que nem toda lógica é fria, que as análises
exigem sentimentos mais profundos que a áspera teoria.
Que os números, secos e concretos, são apenas outra forma de
descrever a vida. Outra forma de falar sobre a sombra fresca, a
água pura, os frutos, as sementes, as cores, os sons, os bichos,
as plantas, nosso habitat, nossa casa, nosso lar...*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela orientação e incentivo.

À Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG) pelo financiamento do projeto e pela concessão da bolsa de mestrado. E especialmente ao apoio do Biól. Paulo Gobbo e do Eng. Luis Carlos Busato que foi fundamental para a realização deste projeto.

Ao Prof Dr. Miguel Cooper pela ajuda na interpretação dos dados de solos.

Ao Prof Dr. Vinícius Souza pela identificação das herbáceas e lianas, e por estar sempre disposto a ajudar.

Ao Dr. Thiago Izzo do INPA e à Prof. Dr. Sônia Piedade da ESALQ, pelas primeiras ajudas nas análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Paulo Inácio Prado pela ajuda com as análises estatísticas, e principalmente por seu interesse e disposição durante as discussões dos resultados, e pelas sugestões.

Ao Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meireles pela ajuda nas análises multivariadas.

Ao Prof. Dr. Sérgio Gandolfi pelo aprendizado e pela ajuda no segundo capítulo.

Ao Glauco Machado e Zé Luís por contribuírem muito para a minha formação acadêmica e pessoal durante o curso de campo EFA 2006.

Ao Reinaldo, Marcelo, Orias, João Kenedy e Seu Zé Paraná pelas ajudas no campo, sempre cheias de histórias e muito bom humor.

Ao Toco, companheiro de infundáveis Capões Bonitos e Ribeirões Grandes.

Às Kurikks Marthinha, Robertinha e Paçoca, que iniciaram comigo esse caminho e ainda têm outros a iniciar. À Lúcia (Paçoca), amiga, irmã querida e companheira de sempre, por tudo o que aprendemos durante esses anos, pelo ombro amigo e pelos ouvidos abertos a qualquer momento.

Ao Denis, pela amizade que ainda cresce, pelas longas conversas filosófico-músico-socio-ecológicas e pela sua boa energia racional!

Às queridas piracicabanas de coração Alê (Casquinha), Joana (Nik), Karine (Paina), Cíntia (Tom), Marina (Jerry), Marina (Barril) e Joyce (Social), por fazerem essa cidade ainda mais especial.

Aos colegas da salinha da póis que se tornaram grandes amigos: Ana Cláudia, Renato, Cris, Flavinha, Fabí e Pablo. Ao Renato Lima, pelas várias correções e valiosas sugestões!

À família Dani-João-Satya pela paz e alegria que transmitem, e por terem o poder de modificar o mundo ao seu redor.

Ao Pedro (Rafik) pelo convívio durante esses anos piracicabanos e pela amizade das antigas.

A todos que passaram pela casinha e acompanharam de perto em algum momento essa luta: Guila, Xiba, Vasco, Denis e Rafik.

Às grandes amigas Noni, Kika e Gabi, que distância nenhuma separa, e às vezes até parece que une ainda mais!

Aos amigos da BIO, Dani, Lia, Sandra, Jú, Leonora, Débora, Danilo e Pedroca, pela amizade desde o primeiro dia, lá atrás...

Aos queridos amigos que se tornaram manauaras, Minduca, Serginho, Gabi, Saci, e Thayná, por me acolheram durante momentos de fuga!

Aos meus pais por sempre confiarem nas minhas escolhas, e por às vezes acreditarem até mais que eu mesma.

Aos meus queridos irmãos, por me ensinarem a importância do convívio, das brigas e das risadas conjuntas na construção de cada um de nós: ao Gú por me apresentar os livros e a música; ao Guito por encher a casa de histórias impossíveis e pelo companheirismo sempre; à Tati e à Mari pelo amor, amizade e cumplicidade, mesmo nas brigas mais cabeludas. Valeu a todos vocês, queridos irmãos, pela alegria dos almoços conturbados de domingo, com todo mundo falando ao mesmo tempo, e enchendo nossa casa de energia!

À querida tia Dorothy pelas lições de português e por nos acompanhar e apoiar sempre.

Ao André, por me ensinar a importância de um sorriso e por estar do meu lado independente da latitude provando que a distância não existe e conseguindo me acalmar (até por e-mail) nos momentos de maior desespero. Pela paciência e pelas infinitas correções. Mas mais do que isso, Dé, agradeço por tantos outros motivos menores, cotidianos, por pequenos detalhes dos dias que me fazem acreditar em coisas que parecem impossíveis.

Enfim, agradeço a tudo e todos que contribuíram com sorrisos e alegria no cotidiano desses anos. Aos feriados decretados, ao Dito, ao Racional, às manhãs ensolaradas, às cachoeiras, aos grandes rios, à música e à poesia que também construíram esta dissertação.

A aridez, a incerteza e a ansiedade de quando tudo começou... em dezembro de 2004 !!!



E então... depois de 25 meses de muitas amostragens, tombos, chuvas e planilhas... O verde que vale a pena em janeiro de 2007 !!!!



ÍNDICE

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO GERAL.....	3
REVISÃO DA LITERATURA	5
1. A evolução das técnicas de recuperação de áreas degradadas	5
2. A recuperação de taludes	8
3. O uso do <i>topsoil</i> na recuperação de áreas degradadas.....	10
4. O banco de sementes de florestas neotropicais.....	13
5. A fase inicial da sucessão secundária e sua importância para a formação de florestas tropicais.....	15
6. A definição de objetivos e de indicadores para a avaliação da recuperação de áreas degradadas	17
OBJETIVOS.....	18
METODOLOGIA.....	19
1. Caracterização da área de estudo	19
2. Delineamento experimental.....	23
3. Custo dos tratamentos.....	27
4. Análise das características químicas e físicas do solo.....	27

CAPÍTULO 1

USO DO *TOPSOIL* COMO TÉCNICA DE RECUPERAÇÃO DE TALUDES

RESUMO.....	31
ABSTRACT.....	32
1. Introdução	33
2. Objetivos.....	35
3. Material e Métodos	35
3.1. Delineamento experimental.....	35
3.2. Coleta dos dados	37
3.3. Análise dos dados.....	39
4. Resultados	40
4.1. Comparações entre os tratamentos	40

4.1.1. Densidade de indivíduos.....	40
4.1.2. Riqueza de arbóreas.....	43
4.1.3. Porcentagem de solo exposto	43
4.1.4. Densidade de indivíduos das espécies de adubação verde	45
4.2. Composição florística da comunidade final	46
4.3. Características físico-químicas do solo autóctone (solo do talude)	48
4.4. Características físico-químicas do solo alóctone (<i>topsoil</i>)	50
5. Discussão	52
5.1. O uso de <i>topsoil</i> para a recuperação de taludes e os tratamentos de contenção	52
5.2. Efeitos do método de coleta do <i>topsoil</i> na comunidade regenerante	56
5.3. A comunidade regenerante a partir do <i>topsoil</i>	57
5.4. Comparação com outras técnicas de recuperação de áreas degradadas e taludes	60
6. Conclusões.....	61
7. Recomendações	62
ANEXO 1.....	63
ANEXO 2.....	65
ANEXO 3.....	73

CAPÍTULO 2

A HETEROGENEIDADE DAS CARACTERÍSTICAS DO *TOPSOIL* E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

RESUMO.....	77
ABSTRACT.....	78
1. Introdução	79
2. Objetivos.....	81
3. Material e Métodos	81
3.1 Delineamento experimental.....	81
3.2 Coleta dos dados	83
3.3 Análise dos dados.....	84
4. Resultados	85
4.1 Características físico-químicas do solo.....	85
4.1.1 Características físico-químicas do solo autóctone (solo do talude)	85

4.1.2 Características físico-químicas do solo alóctone (<i>topsoil</i>)	86
4.2 Tempo inicial (4 meses pós-implantação)	88
4.2.2 Estrutura da comunidade.....	88
4.2.1 Composição florística	91
4.3 Tempo final (14 meses pós-implantação).....	93
4.3.2 Estrutura da comunidade.....	93
4.3.1 Composição florística	98
4.4 Comparação entre o tempo inicial (T4) e final (T14)	100
5. Discussão	103
5.1 Os fatores determinantes das diferenças entre as comunidades	103
5.2 Implicações para a recuperação de áreas degradadas.....	108
6.3 A heterogeneidade na recuperação de áreas degradadas	110
6. Considerações finais	112
ANEXO 1	115
DISCUSSÃO GERAL -Subsídios para a definição de critérios de avaliação da recuperação .	121
CONSIDERAÇÕES FINAIS	124
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	127

RESUMO

A partir dos anos 90, a conscientização da sociedade e o aumento do atendimento à legislação ambiental fizeram proliferar muitas iniciativas de recuperação de áreas degradadas. A transposição do *topsoil*, rica fonte de sementes nativas e de matéria orgânica, deve ser uma técnica alternativa promissora. O *topsoil* já vem sendo utilizado com sucesso, mas sua aplicação ainda está restrita a áreas planas. A disponibilidade de *topsoil* associada à necessidade de recuperação de taludes com espécies nativas, inspirou a presente pesquisa. O objetivo foi avaliar a possibilidade de uso da técnica de transposição de *topsoil* para a recuperação de taludes de corte e aterro, identificando os fatores atuantes na sucessão secundária inicial da comunidade de plantas e suas implicações para a recuperação. Em um talude com inclinação de 30° foi depositada a camada de *topsoil* proveniente de uma área de floresta recém desmatada. Foram utilizadas quatro técnicas de contenção do *topsoil* depositado: madeiramento formando terraços (M), sulcos horizontais (S) e cada uma, M e S, associadas a linhas de adubação verde semeada (MAV e SAV). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, em que cada tratamento possui três réplicas de 12x15 m², distribuídas em três blocos. A densidade de indivíduos regenerantes e a riqueza de formas de vida foram monitoradas por 14 meses, e a porcentagem de solo exposto foi avaliada no último mês. Após os 14 meses foram registradas 150 espécies de todas as formas de vida. Os tratamentos apresentaram densidades cinco vezes maiores que o testemunho, variando de 5,2 a 22,6 indiv/m², mas não foram diferentes entre si. O tratamento de sulcos (S) apresentou a maior porcentagem de solo exposto (Capítulo 1). Mais do que os tratamentos as características do *topsoil* e a densidade do banco de sementes do *topsoil*, diferentes entre os blocos experimentais, determinaram padrões distintos de colonização, de estrutura e de velocidade de recuperação das comunidades (Capítulo 2). Se observada a área experimental como um todo, formou-se uma comunidade heterogênea florística e estruturalmente, o que deve ser interessante para áreas em regeneração. Os resultados indicaram que a recuperação de taludes pode ser eficiente utilizando a técnica de transposição de *topsoil* desde que sejam utilizadas técnicas de contenção conjuntamente. Com a metodologia proposta, ampliam-se as possibilidades de uso do *topsoil* e possibilita-se a recuperação de taludes de corte e aterro com espécies nativas.

ABSTRACT

After the nineties, the awareness of the society and enhancement of legal environmental requirements resulted in a greater number of initiatives on degraded lands rehabilitation. The use of *topsoil*, which contains the forest seed bank and high concentrations of organic matter, has been successfully used, but its application still restrict to flat or low-declivity areas. The local availability of *topsoil* together with the necessity to rehabilitate slopes with native species community inspired this experimental research. The purpose of this study was to evaluate the *topsoil* transposition technique to rehabilitate slopes, aiming to identify the main factors acting over the initial succession of these communities and its implications for the rehabilitation process. At an embankment slope with 30° declivity we spread the *topsoil* collected in a surrounding area just after forest clear cut. Four contention techniques were tested: wood fences forming terraces, horizontal rips, wood fences with green manure and horizontal rips with green manure. The experiment was designed in casualized blocks where each treatment has three 12 x 15m² replicas, distributed in three blocks. We monitored the regenerating community for 14 months, measuring the individual's density and the life forms richness. The percentage of exposed soil was measured on the last sampling. After 14 months, we registered 150 species including all life forms. In all treatments, the density of individuals was at least five times higher than in the control, ranging from 5,2 to 22,6 ind/m². The density of individuals was not different among the four treatments, but the rips treatment showed the highest percentage of exposed soil (Chapter 1). The allochthonous soil characteristics, different among the experimental blocks, were the main determinants of the structure and floristic composition of regenerating communities. Differences of topsoil soil fertility and seed bank density determined different initial colonization patterns, as well as the community final structure and recovery speed (Chapter 2). Analyzing the whole experimental area, the growth of distinct communities at the same rehabilitated area resulted in a community with heterogeneous structure and floristic composition, which may be interesting for regenerating areas. The results showed that, together with contention techniques, the *topsoil* use as a source of propagules and organic matter can be efficient on slopes' rehabilitation. The proposed method expands the possibilities of *topsoil* use, allowing the rehabilitation of slopes and embankments with native species.

INTRODUÇÃO GERAL

O bioma da Mata Atlântica é considerado um *hotspot* de diversidade (Myers *et al.* 2000) pois possui um grande número de espécies e elevados níveis de endemismo (Mori *et al.* 1981; Morellato & Haddad 2000). No entanto, de acordo com dados oficiais, no bioma da Mata Atlântica pelo menos 367 espécies de arbustos e árvores, 104 espécies de pássaros, 35 de mamíferos, três de répteis e uma de anfíbio estão ameaçadas de extinção (ver Tabarelli *et al.* 2003). A perda de espécies e a ameaça de extinção são decorrentes da devastação deste bioma, que teve início com a expansão agrícola a partir do século 18. Durante o século 20, as taxas de desmatamento aumentaram exponencialmente devido ao crescimento populacional, formação dos grandes centros urbanos, industrialização e expansão da rede rodoviária (Câmara 2003). Somente entre os anos de 1985 e 1995, foram perdidos 2,84 km² de Mata Atlântica por dia, totalizando uma perda de 11% da área florestada mapeada em 1985 (Fundação SOS Mata Atlântica, INPE, ISA 1998). Atualmente restam apenas 7,25% da área originalmente ocupada por floresta nativa de Mata Atlântica no Brasil (MMA 2000).

Atualmente, a Mata Atlântica do Estado de São Paulo está restrita a algumas Unidades de Conservação, a pequenos fragmentos próximos a áreas urbanas e a porções de terra onde a expansão agropecuária ou urbana não foi possível. Muitos municípios do Estado estão totalmente devastados, restando uma porção mínima de sua área coberta por floresta nativa. Frente à atual situação de degradação, medidas de conservação dos poucos remanescentes florestais são imprescindíveis para a preservação da Mata Atlântica, mas não devem ser suficientes para garantir a perpetuação do bioma e de suas espécies. Se nos últimos 15 anos, a biologia da conservação era a disciplina que mais crescia em todos os países, este século deverá ser a era da ecologia da restauração (Young 2000). A partir dos anos 90, a conscientização da sociedade e a maior obediência à legislação (Brasil 1965; IBRAM 1992; SMA 21/2001; SMA 47/2003), fizeram proliferar um grande número de iniciativas de recuperação de matas ciliares na zona rural e de áreas degradadas pela mineração e pela construção civil.

A recuperação de áreas degradadas tem focado principalmente na tentativa de reconstituição do ambiente florestal a partir da implantação de uma comunidade de espécies arbóreas, através do plantio de mudas (Rodrigues & Gandolfi 2004; Kageyama & Gandara

2004). Com este método espera-se que a formação do ambiente florestal seja suficiente para a recriação de habitats, permitindo a chegada dos demais elementos constituintes do ecossistema como a macro e micro faunas e as demais espécies de plantas. A técnica mais utilizada hoje em dia é o plantio de mudas de espécies arbóreas (Rodrigues & Gandolfi 2004; Kageyama & Gandara 2004), sem a inclusão das outras formas de vida presentes naturalmente nas florestas tropicais. No entanto, em casos de elevado grau de degradação como, por exemplo, em áreas de mineração e nos cortes de morro e aterros em que ocorre a desestruturação do solo, o plantio de mudas pode não ser suficiente para propiciar a recuperação da área. Assim, nos últimos anos tem-se direcionado esforços para a busca por novas técnicas que sejam mais eficientes em recuperar uma gama maior de funções do ecossistema e que demandem menor custo de implantação e de manutenção da área. A busca pelo desenvolvimento destas novas técnicas tem incluído a investigação dos processos ecológicos que regem os caminhos da restauração, tendo em vista que os conceitos de sucessão e ecologia de comunidades são as bases da ecologia da restauração (Young 2000).

Dentro deste contexto, o presente estudo pretendeu avaliar a possibilidade de uso da técnica de transposição de *topsoil* na recuperação de áreas inclinadas, a fim de ampliar suas possibilidades de uso e incentivar o aproveitamento do *topsoil* por outros setores além da mineração. No primeiro capítulo, foi avaliada a possibilidade de uso do *topsoil*, junto a técnicas de contenção, para a recuperação de taludes e áreas inclinadas. Durante esta avaliação, foi constatada uma grande heterogeneidade florística e estrutural na comunidade regenerante. Foi então elaborado o segundo capítulo, com a intenção de identificar os fatores e processos envolvidos na formação desta comunidade heterogênea, a fim de criar subsídios para a avaliação e a readequação metodológica dessa técnica de recuperação (Capítulo 2).

REVISÃO DA LITERATURA

1. A evolução das técnicas de recuperação de áreas degradadas

A recuperação de áreas degradadas evoluiu a partir de iniciativas isoladas até se consolidar como uma linha de pesquisa científica. Ao longo deste processo os pensamentos e necessidades que norteavam os programas de recuperação foram sendo modificados incorporando-se conceitos ecológicos para o desenvolvimento de novas técnicas.

A recuperação de áreas degradadas no Brasil começou no início da década de 1980 com o propósito de recuperar algumas funções do ecossistema, os hoje chamados “serviços ambientais”, como a proteção dos recursos hídricos e do solo independente da diversidade de espécies implantada (Kageyama *et al.* 1989). As primeiras técnicas de recuperação se desenvolveram a partir de modelos de silvicultura comercial utilizando sistemas mistos de espécies arbóreas, nativas e exóticas (Kageyama *et al.* 1989). Durante a década de 80, o objetivo final da maioria dos projetos de recuperação era o retorno ao estado original do ecossistema com todas as características de uma floresta madura (Engel & Parrota 2003). Acreditava-se no modelo determinístico proposto por Clements (1916) que pressupõe os *biomas* ou as *comunidades bióticas* como sistemas que convergem sempre para um estado de clímax único. Sob esse paradigma, os modelos de recuperação se baseavam na estrutura da comunidade e na composição florística dos remanescentes florestais em melhor estado de conservação para definir a densidade de indivíduos, a quantidade de cada espécie arbórea a ser implantada e a forma de distribuí-las no campo (Rodrigues & Gandolfi 2004). Assim, através do plantio de mudas de espécies arbóreas tentava-se copiar o almejado estado clímax das áreas naturais (Rodrigues & Gandolfi 2004).

A seguir foi incorporada ao *bioma* de Clements (1916) a porção abiótica dos sistemas como componente da sua dinâmica sucessional, de forma que a sucessão passou a ser estudada ao nível de *ecossistema* (Tansley 1935). Mais tarde incorpora-se a importância das relações tróficas dentro da comunidade para a sucessão destes *ecossistemas* (Lindeman 1942). Nesta nova fase os processos físicos, químicos e biológicos e o fluxo de energia dentro das comunidades são incorporados como novos elementos atuantes na dinâmica da sucessão. Como resultado, as espécies de plantas começam a ser caracterizadas quanto às suas exigências abióticas como intensidade luminosa e disponibilidade de nutrientes e

quanto às suas características de crescimento e desenvolvimento (Budowski 1965; Whitmore 1976). Esta caracterização das espécies resultou na sua classificação em grandes grupos relacionados ao estágio sucessional em que elas ocorrem, sendo classificadas como pioneiras na sucessão ou não-pioneiras (Budowski 1965; Whitmore 1976). Ao longo do tempo esta classificação foi sendo mais detalhada e foram propostos novos grupos ecológicos como secundárias iniciais da sucessão, secundárias tardias, entre outros.

A partir daí, o conceito de classificação sucessional das espécies foi incorporado no delineamento dos plantios de mudas arbóreas, se tornando a base para a combinação das espécies no campo. No entanto, os primeiros plantios realizados à luz deste modelo não se importavam com a riqueza e diversidade dentro desses grupos ecológicos, implantando grandes quantidades de espécies pioneiras (Sorreato 2002; Souza & Batista 2004). A avaliação destas primeiras experiências mostrou que os plantios realizados com alta diversidade obtiveram maior sucesso em termos de aumento de riqueza de espécies regenerantes e recrutamento de outras formas de vida ao longo do tempo (Souza & Batista 2004). A partir de então, a diversidade passou a ser mais um fator considerado na elaboração de modelos de recuperação, tornando-se uma questão legal no Estado de São Paulo (Resolução SMA 21-2001; Resolução SMA 47-2003; Resolução SMA 08-2007). Durante a década de 1980 e parte da década de 1990, a pesquisa nesta área se restringiu em testar modelos de combinação de espécies e de diferentes grupos sucessionais no plantio de mudas (Durigan & Nogueira 1990; Rodrigues *et al.* 1992; Macedo 1993; Crestana *et al.* 1993; Barbosa *et al.* 1996; entre outros).

Nos últimos vinte anos, o conhecimento acumulado sobre os processos envolvidos na dinâmica das formações naturais e a experiência adquirida na restauração de áreas degradadas tem conduzido a uma significativa mudança na orientação dos programas de recuperação. A aplicação do modelo de Clements (1916) aos modelos de recuperação começou a ser questionada por influência dos novos conceitos ecológicos que emergiam e pelos resultados das experiências anteriores. Incorporou-se então a idéia do paradigma da natureza em fluxo, segundo o qual as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias (Pickett *et al.* 1992), ou seja, não existe uma convergência para um estado de clímax único. Portanto hoje, o objetivo da restauração ecológica tem sido

o retorno do ecossistema a um estado ou condição da qual ele possa se auto-sustentar (Parker & Pickett 1997) e não na busca de um único estado clímax.

A Sociedade para Restauração Ecológica (*Society for Ecological Restoration- SER*) define o termo restauração ecológica como “a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais” (Engel & Parrota 2003). Assim, os programas de recuperação deixam de ser uma mera aplicação de práticas agrônômicas ou silviculturais de plantios de espécies perenes para assumir a difícil tarefa da reconstrução das complexas interações dentro da comunidade, respeitando suas características intrínsecas e garantindo sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo (Rodrigues & Gandolfi 2004).

Sob este ponto de vista, a técnica de plantio de mudas convencional passou a não mais satisfazer os anseios da recuperação e iniciou-se uma busca intensa por técnicas alternativas. Novos métodos que incorporaram a importância dos outros elementos do ecossistema no processo de recuperação surgiram e têm sido aprimorados. A fauna ganhou importância, e o uso de poleiros artificiais para a atração da avifauna começou a ser testado a fim de aumentar a chuva de sementes na área a ser restaurada (Melo 1997; Melo *et al.* 2000). Como alternativa ao plantio de mudas na área total a ser recuperada tem se testado a implantação de ilhas de diversidade e trampolins ecológicos (Reis *et al.* 1999; Zahawi & Augspurger 2006). Como forma de incrementar a diversidade em áreas degradadas foi realizado o resgate e transplante de plântulas e indivíduos jovens (Viani *et al.* 2006) e o resgate e transplante de epífitas (Jakovac *et al.* 2007) de áreas naturais para as áreas a serem restauradas. Foram ainda implementados projetos para a semeadura direta de espécies nativas (Camargo *et al.* 2002; Araki 2005; Soares 2007). Em áreas onde o solo foi muito degradado tem sido realizado o resgate e transposição do horizonte orgânico do solo florestal (*topsoil*) para servir como fonte de propágulos e de matéria orgânica para a recuperação destas áreas (Gisler 1995; Ozório 2000; Moreira 2004; Viani *et al.* 2006).

Todas estas novas técnicas são ainda pouco utilizadas, sendo que o plantio de mudas continua sendo a técnica mais popular em projetos de recuperação de áreas degradadas (Rodrigues & Gandolfi 2004; Kageyama & Gandara 2004). Estas técnicas, que se valem

dos processos naturais para acelerar a reconstituição dos ecossistemas, devem ser os caminhos mais promissores para alcançar a recuperação almejada. Uma revisão de estudos de caso de recuperação apontou que 61% dos estudos compilados obtiveram sucesso em restaurar as funções do ambiente que tinham como meta, e 46% conseguiram restaurar a composição de espécies que desejavam, apenas parcialmente (Lockwood & Pimm 1999). Somente 6% (dois projetos) conseguiram atingir o objetivo de restaurar completamente a composição de espécies original do sistema. Para atingir este objetivo, ambos utilizaram os caminhos da sucessão secundária e a dispersão natural como meios de restaurar as comunidades (Lockwood & Pimm 1999). Assim, a busca por técnicas que envolvam o aproveitamento da regeneração natural deve caracterizar uma nova fase dentro da ecologia da restauração.

2. A recuperação de taludes

Um dos grandes problemas ambientais atuais é a elevada taxa de perda de solo por erosão (Gonçalves *et al.* 2003), decorrente de deslizamentos de morros, do uso indevido da terra pela agricultura, e por atividades relacionadas à construção civil e mineração. Estas duas últimas muitas vezes implicam no corte de morros e conseqüente formação de aterros ou “bota-foras”. Os cortes e aterros são construídos com uma topografia de morro e, para garantir a estabilidade do solo, são formados sucessivos terraços, intercalados em patamares e taludes, que são as faces inclinadas destas estruturas. As faces desses taludes, quando expostas à ação das chuvas e ventos, apresentam altas taxas de erosão que resultam em grande perda de solo (Souza & Seixas 2001; Bochet & García Fayos 2004; Petersen *et al.* 2004).

A erosão é um processo que pode ser definido pela desagregação, transporte e deposição do solo, subsolo e rocha em decomposição, com ou sem o auxílio de fatores ambientais (Galletti 1989). Este processo pode ser potencializado por condições intempéricas fortes como insolação e chuvas intensas (Gonçalves *et al.* 2003), podendo comprometer os recursos hídricos através do assoreamento dos cursos de água (Souza & Seixas 2001). Um meio de diminuir e até impedir a erosão nos taludes é garantir que haja uma cobertura vegetal mínima sobre sua face. A vegetação reduz a erosão por interceptar a água das chuvas (Snelder & Bryan 1995; Andrés & Jorba 2000) diminuindo o escoamento

superficial (Cerdá & García-Fayos 1997; Gonçalves *et al.* 2003; Ochai & Nakamura 2004) e por estabilizar o solo através da densa rede de raízes formada no solo sub-superficial (Andrés & Jorba 2000).

O método de revegetação de taludes mais utilizado é a aplicação de gramíneas em placas ou através de hidrosemeadura (Silva Filho 1988; Santos & Nóbrega 1992) e o uso de biomantas (Gray & Sotir 1996). As gramíneas, por se reproduzirem vegetativamente e apresentarem altas taxas de crescimento, são eficientes em formar rapidamente uma densa cobertura vegetal que protege a superfície do solo contra a ação das chuvas, e uma densa rede de raízes no solo sub-superficial que ajuda na estabilização do talude. As espécies de gramíneas comumente utilizadas são pouco exigentes nutricionalmente e, portanto, conseguem se desenvolver mesmo em solos com baixa fertilidade como no caso dos taludes, onde as espécies nativas normalmente não conseguem se estabelecer espontaneamente (Cerdá & García-Fayos 1997; Tabarelli & Mantovani 1999; Paschke *et al.* 2000; Andrés & Jorba 2000; Bochet & García-Fayos 2004). No entanto, as gramíneas são sensíveis ao déficit hídrico e durante períodos de seca podem deixar o talude desprotegido, pois o baixo teor de matéria orgânica nos solos de taludes acarreta em baixa disponibilidade de água para as plantas (Bochet & García-Fayos 2004).

Apesar das vantagens da utilização de gramíneas para a proteção de taludes, esta técnica busca apenas a cobertura vegetal e não a restauração ecológica do sistema. A densa cobertura aérea formada pelas gramíneas compete com as espécies nativas, dificultando a sua germinação e estabelecimento (Uhl *et al.* 1991; Holl *et al.* 2000; Isselstein *et al.* 2002; Hau & Corlett 2003) e aumentando as taxas de herbivoria (Holl *et al.* 2000). A densa cobertura aérea e complexa rede radicular formadas são empecilhos para a regeneração natural resultando em sistemas estagnados sem aumento de complexidade estrutural e florística, podendo permanecer por longo período de tempo como um sistema quase homogêneo ou com baixa diversidade (Júnior 2005).

Considerando-se que muitos taludes estão localizados em meio a paisagens florestais (Júnior 2005), é importante que eles sejam integrados à paisagem de modo a não se tornarem barreiras para o fluxo de organismos, sementes, e pólen entre os remanescentes (Urban & Shugart 1986 *apud* Metzger 2003). Áreas abertas podem atuar como barreiras para o fluxo gênico entre remanescentes florestais (Holl *et al.* 2000; Cubiña & Aide 2001).

Atualmente, tem crescido a preocupação em se revegetar os taludes com uma vegetação estruturalmente mais complexa, que sustente um mínimo de diversidade e que permita a regeneração de espécies autóctones (Rokich *et al.* 2000; Petersen *et al.* 2004; Matesans *et al.* 2006). Espécies nativas devem ser preferidas às exóticas, pois como evoluíram naquele local têm maior probabilidade de terem aí seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais, o que garante a reprodução e regeneração natural das populações implantadas (Kageyama & Gandara 2004).

A busca por uma alternativa ao uso de espécies de gramíneas exóticas deve explorar a habilidade das plantas nativas de colonizar espontaneamente os taludes, tendo como objetivo final a proteção contra erosão, a restauração dos processos ecológicos e a conservação da flora local (Rokich *et al.* 2000; Bochet & García-Fayos 2004; Petersen *et al.* 2004; Júnior 2005; Matesans *et al.* 2006). Tal busca deve tentar contornar os principais fatores limitantes da colonização dos taludes por espécies nativas tais como: a competição com espécies exóticas, quando implantadas; a perda de sementes por escoamento superficial; a morte de plantas por deslizamentos decorrentes de erosão e o baixo teor de matéria orgânica no solo.

Silva *et al.* (2000) recomendam, para áreas de encosta onde houve deslizamento, a adição de serapilheira como uma providência inicial para promover a colonização e a contenção do solo. A serapilheira atua como elemento de entrada e saída de nutrientes no solo (Martins & Rodrigues 1999), características de suma importância em estratégias de recuperação de áreas degradadas. Souza & Seixas (2001) concluíram que coberturas de taludes com material orgânico são eficientes em prevenir a perda de solo. Dentro deste contexto, o uso de *topsoil*, que é composto por um solo de alta fertilidade e pelo banco de sementes florestal, se associado a técnicas para a sua contenção na face do talude, pode ser uma medida alternativa de promover a recuperação de taludes com espécies nativas.

3. O uso do *topsoil* na recuperação de áreas degradadas

A camada mais superficial do solo florestal, que contém o horizonte A e pelo menos parte do horizonte B, é chamada de *topsoil* (Tacey & Glossop 1980). Ela contém além de altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o banco de sementes florestal, podendo ser uma fonte valiosa de sementes de espécies nativas (Carrol & Ashton 1965;

Rokich *et al.* 2000). O resgate e transposição do *topsoil*, ou seja, de propágulos de diferentes espécies e formas de vida, de nutrientes, de matéria orgânica e da microfauna presentes no solo florestal, pode ser um meio de restabelecer a integridade de áreas degradadas. Espera-se que o grupo de espécies regenerantes do banco de sementes, em sua maioria pioneiras, atue como cicatrizador do ambiente (Denslow & Gomes-Dias 1990) e junto com o solo orgânico introduzido, promovam mudanças das condições edáficas e microclimáticas da área a ser recuperada, criando condições para a chegada e desenvolvimento de outras espécies (Potthoff *et al.* 2005). Avaliações deste método têm demonstrado sua eficiência em promover a regeneração de uma comunidade de espécies nativas com estrutura florestal (Tacey & Glossop 1980; Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001; Viani *et al.* 2006).

Atualmente, os manuais de recuperação de áreas degradadas pela mineração (IBRAM 1992) recomendam o uso do *topsoil* como prática de recuperação de áreas de lavra, de modo que esta técnica é mais conhecida e utilizada por atividades de mineração, principalmente de bauxita. A técnica consiste da retirada do *topsoil* no momento da mineração e armazenamento deste para que seja recolocado na mesma área após o fim das atividades de mineração (Tacey & Glossop 1980). Apesar desta prática já ser comum em áreas degradadas pela mineração, em diferentes ecossistemas (Tracey & Glossop 1980; Koch & Ward 1994; Walli 1999; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001; Grant 2006), poucos são os estudos que descrevem as experiências de utilização do *topsoil* em medidas de recuperação no Brasil (Gisler 1995; Ozório 2000; Parrota & Knowles 2003; Moreira 2004; Viani *et al.* 2006).

Os resultados de Gisler (1995) mostraram que houve substituição das espécies anuais de forma de vida herbácea por arbustivas e depois lenhosas perenes, atingindo ao fim de 2 anos uma riqueza de 63 espécies considerando todas as formas de vida da comunidade vegetal. Esta substituição de formas de vida e de espécies pode indicar a capacidade do método utilizado de restabelecer as funções ecológicas na área recuperada. A autora considera a técnica funcional e aconselha seu uso em medidas de recuperação para qualquer ação degradante. A autora também prevê que esta técnica possa ser utilizada mesmo quando não há desmatamento, fazendo-se uso da serapilheira de uma área florestada que esteja sendo degradada ou que venha a sofrer algum impacto antrópico. Mas chama a

atenção para a necessidade de um estudo prévio minucioso para se avaliar a quantidade máxima e a forma com que esse *topsoil* poderá ser retirado sem que haja prejuízo das funções ecológicas desta floresta, bem como o tempo necessário para a reposição desta matéria orgânica (Tanner 1980; Meentemeyer *et al.* 1982; Facelli & Carson 1991; Facelli & Pickett 1991).

Nave (2005) realizou experimento na mesma área de estudo que o presente trabalho e avaliou a comunidade arbórea regenerante, observando uma densidade média de 142 indivíduos/ha com riqueza de 18 espécies arbóreas, 19 meses após a deposição do *topsoil*. O autor observou que a densidade inicial de indivíduos foi muito elevada e diminuiu, ao longo do tempo, e atribui tal fato à competição por espaço, luz e nutrientes. Apesar da alta densidade, a riqueza de espécies foi muito baixa após 18 meses, mas foi ascendente ao longo do tempo. O autor ressalta que apesar da baixa diversidade de arbóreas, a ocupação da área com alta densidade pode desencadear uma série de processos bióticos e abióticos que catalisam o processo de regeneração. Apesar de não ter amostrado outras formas de vida, o autor observa a presença delas em grande abundância e chama a atenção para a sua importância em projetos de recuperação, apontando para a necessidade de se avaliar a dinâmica de todas as formas de vida e sua contribuição para o aumento de diversidade em áreas em recuperação.

Avaliando a utilização de *topsoil* para a recuperação de um talude originário do depósito de estéril, Ozório (2000) observou a germinação de 21,48 plântulas/m², mas apontou que não houve estabelecimento de nenhuma delas. O autor concorda que o *topsoil* possui um grande potencial para a disseminação de propágulos para a recuperação de áreas degradadas, mas concluiu que se utilizado isoladamente e em um substrato totalmente descoberto pode não ser eficiente. Por este motivo, alguns projetos utilizam a adubação química como forma de incrementar os nutrientes do solo antes ou após, a deposição do *topsoil* (Koch & Ward 1994; Holmes 2001). No estudo de Moreira (2004), em que o *topsoil* também foi depositado sobre uma área declivosa, não foi observada a germinação de nenhuma plântula, e o autor associa o fato, não à falta de nutrientes no solo, mas à perda de propágulos por ação das chuvas, ressaltando a necessidade de melhorias da técnica visando à retenção do *topsoil* no local de deposição. Tanto Ozório (2000) quanto Moreira (2004),

concluíram que o sucesso da recuperação dependerá de técnicas de contenção, irrigação e adubação, usadas em conjunto com a deposição do *topsoil*.

Em um estudo comparativo, Parrota e Knowles (2003) analisaram diferentes métodos de recuperação utilizados em áreas degradadas pela exploração de bauxita no Estado do Pará. Os métodos comparados foram: a transposição de *topsoil*, o plantio misto de mudas nativas e a semeadura direta de espécies nativas. Com o método do *topsoil* foram amostradas 86 espécies de 32 famílias, sendo 37 delas arbóreas. 35% destas espécies arbóreas possuíam ciclo de vida longo, com longevidade esperada de mais de 40 anos, indicando o poder de auto-sustentação desta comunidade. A área basal total mensurada nesta área foi maior que no plantio misto de mudas nativas, e do que na semeadura direta. No entanto, a regeneração a partir do *topsoil* resultou em maior dominância que no plantio de mudas nativas, sendo que 50% da área basal total foram representadas por apenas três espécies pioneiras na sucessão ecológica, enquanto que no plantio de mudas 5 espécies foram responsáveis por 51% da área basal total. Quanto ao custo de implantação dos métodos testados de recuperação, a transposição do *topsoil* foi o mais acessível, seguido da semeadura direta, do plantio de mudas resgatadas da mata adjacente, e por fim do plantio de mudas produzidas em viveiro. Analisando todas as variáveis testadas e a viabilidade econômica, os autores consideraram o método de transposição do *topsoil* como o mais eficiente para a recuperação da área em questão, mas apontam para a necessidade de mais estudos.

Apesar da utilização do *topsoil* já estar sendo realizado há algum tempo com sucesso, a sua aplicação ainda está restrita a áreas planas. Dentro do atual quadro de degradação ambiental, o resgate do banco de sementes florestal deve ser incorporado como mais uma alternativa de conservação da diversidade específica e genética da flora ameaçada. Dessa forma, sua utilização em medidas de recuperação deve ser encorajada e suas possibilidades de uso ampliadas.

4. O banco de sementes de florestas neotropicais

O banco de sementes florestal está envolvido em pelo menos quatro processos nos níveis de população e de comunidade, sendo eles: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a

restauração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (Baider *et al.* 1999). A grande importância do banco de sementes tropical está no estabelecimento de ervas, árvores e arbustos pioneiros, constituintes dos grupos ecológicos envolvidos na regeneração da floresta após corte e queima (Brown & Lugo 1990; Baider *et al.* 1999) ou após abertura de grandes clareiras (Denslow 1987; Feitosa do Nascimento 1994).

Há décadas tem-se estudado a dinâmica dos bancos de sementes, utilizando para isso diferentes classificações de acordo com o enfoque do estudo em questão, levando em consideração a longevidade e/ou forma, tamanho, e peso das sementes (Bakker 1989; Thompson *et al.* 1993). De modo geral, são utilizadas duas classificações: o banco de sementes denominado transitório é aquele que permanece no solo por um curto período de tempo após a chuva de sementes (Bakker *et al.* 1996), ou seja por menos de 1 ano (Bakker 1989), confinado na camada mais superficial do solo e composto basicamente por sementes grandes, pesadas e de formas variadas (Thompson *et al.* 1993); já o banco de sementes classificado como persistente, é aquele que permanece por todo ano, sem pico distinto após a chuva de sementes (Bakker *et al.* 1996), permanecendo no solo por até 5 anos (Bakker 1989) confinado tanto na camada mais superficial quanto na camada mais profunda do solo, e é constituído por sementes pequenas e ligeiramente arredondadas (Thompson *et al.* 1993). Este banco persistente é considerado o responsável pela regeneração das comunidades vegetais após distúrbios (Bakker 1989; Dalling *et al.* 1998b; Baider *et al.* 1999).

Apesar de estas classificações serem muito utilizadas por suas generalidades, o estoque de sementes no solo é muito variável, apresentando características peculiares para cada formação florestal e para cada grau de perturbação sofrido. Aparentemente, a densidade de sementes no solo apresenta uma tendência de aumentar com a intensidade da perturbação (Penhalber & Mantovani 1997; Baider *et al.* 1999; Alvarez-Aquino *et al.* 2005), o que deve estar relacionado com a presença de espécies pioneiras, que efetivamente formam o banco de sementes persistente e que normalmente estão associadas a tais ambientes perturbados (Baider *et al.* 1999; Ozório 2000). Dentro de uma mesma formação florestal, o banco de sementes também apresenta uma heterogeneidade, tanto temporal quanto espacial (horizontal e vertical), relacionada à própria heterogeneidade do ambiente florestal. A abundância e a distribuição temporal e espacial das espécies em frutificação dentro da floresta desempenham um papel importante na diversidade da chuva de sementes,

proporcionando grande variação espacial (horizontal) e temporal na composição do banco (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

A variação espacial vertical do banco de sementes ocorre de maneira que as porções mais superficiais do solo possuem maior densidade de sementes que as porções mais profundas. Esta variação do banco está relacionada a pressões seletivas diferenciadas em cada estrato, resultado de variações no tamanho, forma e longevidade das sementes (Bekker *et al.* 1998). Nas florestas tropicais, o banco de sementes é constituído basicamente por sementes pequenas e que estão enterradas preferencialmente até 2,5 cm de profundidade no solo (Facelli & Pickett 1991; Baider *et al.* 1999). Zhang *et al.* (2001) observaram que 76 % do total de sementes e 93 % das espécies amostradas em seu estudo estavam armazenadas nos primeiros 0-2 cm da serapilheira. Baider *et al.* (1999), verificaram que 60 % das sementes germinadas estavam estocadas nos primeiros 0-2,5 cm do solo, enquanto as demais (35 %) estavam entre 2,5 e 5,0 cm. Portanto, para a recuperação de áreas degradadas utilizando o banco de sementes florestal como fonte de propágulos, a coleta do banco de sementes deveria se restringir aos primeiros 5 cm do solo superficial (Zhang *et al.* 2001).

5. A fase inicial da sucessão secundária e sua importância para a formação de florestas tropicais

O processo de sucessão secundária em florestas tropicais se caracteriza pela substituição direcional de formas de crescimento e de histórias de vida, ao longo do tempo (Tabarelli 1997; Baider *et al.* 1999; Tabarelli & Mantovani 1999). Há certo consenso sobre um modelo descritivo geral definido pelas formas de crescimento e espécies dominantes. Podem ser discriminadas pelo menos quatro fases de sucessão: (1) dominam ervas, arbustos e lianas (colonização inicial); (2) dominam arbóreas pioneiras de ciclo de vida curto (10-30 anos); (3) dominam arbóreas pioneiras de ciclo de vida longo (75-150 anos); (4) dominam espécies arbóreas tolerantes à sombra (floresta madura) (Finegan 1996; Guariguata & Ostertag 2001). Muitos estudos sobre a sucessão secundária de florestas tropicais focam seus esforços na segunda e terceira fases (Keever 1950; Guariguata & Ostertag 2001; DeWalt *et al.* 2003; Capers *et al.* 2005). São poucos os estudos que avaliam a sucessão secundária inicial em florestas, sendo mais comum encontrar estudos sobre este

tema em formações herbáceas (Cahill & Casper 1999; Gross 2000). A fase inicial da sucessão secundária pode ser determinante do caminho sucessional nos próximos estádios (Ashby 1987; Guariguata & Ostertag 2001), quando as pioneiras iniciais formarão o dossel da floresta (Finegan 1996).

Algumas espécies pioneiras de ciclo de vida longo podem ser recrutadas apenas no primeiro ano após distúrbio (e.g. Finegan 1996; Hooper *et al.* 2004) diminuindo sua taxa de crescimento após o fechamento do dossel e sombreamento da área. Portanto, os primeiros anos de sucessão podem ser determinantes na composição florística da terceira fase de sucessão, aquela onde dominam as pioneiras de ciclo de vida longo. Denslow & Guzman (2000) registraram que há um rápido acúmulo de espécies arbóreas pioneiras durante os primeiros anos de colonização, quando há fontes de propágulos próximas. A presença das espécies dependerá, portanto, da sua presença tanto no banco quanto na chuva de sementes, e o seu estabelecimento dependerá das condições do substrato (Uhl *et al.* 1981) e da influência de uma espécie sobre a outra (Mesquita *et al.* 2001; Weiher 2003).

O chamado “conceito integrado de comunidade” (Lortie *et al.* 2004) propõe que a estrutura da comunidade deve ser determinada pelas interações sinérgicas (não-lineares) entre processos estocásticos e aqueles não aleatórios. De acordo com esta proposta, a composição do banco de sementes e a chuva de sementes, que determinarão a presença ou não das espécies, são regidos por processos aleatórios (Hubbell 2001). Mas a persistência das espécies recrutadas e suas abundâncias relativas resultam de processos relativamente não aleatórios, dependendo primeiramente da tolerância às diferentes condições edáficas (Weiher 2003; Wijesinghe *et al.* 2005; Ozinza *et al.* 2005), e em seguida, das diferentes interações intra e inter-específicas entre as espécies de plantas (Grime 1979; Callaway 1995; Brown & Fridley 2003).

Portanto, os fatores definidores da sucessão secundária inicial, incluindo as condições iniciais da área, a dispersão das sementes, e as interações inter-específicas, podem determinar a presença das espécies arbóreas nos estágios avançados de sucessão, e determinar o caminho sucessional que a comunidade seguirá. Em termos práticos, o conhecimento sobre os processos atuantes nestes primeiros anos é fundamental para o planejamento da implantação de projetos de restauração ecológica (Ashby 1987).

6. A definição de objetivos e de indicadores para a avaliação da recuperação de áreas degradadas

O estudo da recuperação de áreas degradadas evoluiu muito nesses últimos anos com o aumento da demanda de projetos práticos e experimentais e com a consolidação dessa área do conhecimento como ciência. Um dos avanços foi o reconhecimento de que a previsibilidade dos projetos de recuperação é muito baixa, pois a condição atual de cada área em particular é resultante de uma combinação do histórico de uso e de diversos processos singulares a cada região (Parker & Pickett 1997). Porém, a definição das metas a serem cumpridas na restauração das funções e estrutura das comunidades e a definição de parâmetros de avaliação dos projetos é ainda hoje um desafio para os projetos de recuperação e principalmente para a ecologia da restauração.

O uso de indicadores de avaliação e monitoramento tem sido muito discutido na busca de indicadores e critérios de uso universal para a avaliação de projetos de recuperação (Rodrigues & Gandolfi 2004). Estes critérios serão usados tanto pelas empresas obrigadas a recuperar suas áreas degradadas quanto pelos órgãos fiscalizadores, a fim de avaliar as áreas restauradas e de indicar o momento em que as intervenções não serão mais necessárias (Grant 2006). Diversos grupos da fauna e flora (Andersen 1997; Jansen 1997; Rodrigues & Gandolfi 1998; Mantovani 1998; Brown Jr 2000; Kreyer & Zerbe 2005) e da microbiota (Silveira *et al.* 2005) têm sido propostos como indicadores de avaliação e monitoramento. No entanto, dada à diversidade ambiental e das situações de degradação somadas à diversidade de técnicas possíveis de recuperação mais a diversidade de ambientes, ainda não se conseguiu estabelecer indicadores aplicáveis a todas as situações.

Além da busca por indicadores, e antes desta, tem se tentado definir qual o estado que a comunidade implantada deve alcançar para ser considerada como recuperada, ou mais ambiciosamente como restaurada, tanto para fins de fiscalização quanto para verificar se os resultados obtidos foram satisfatórios (Rodrigues & Gandolfi 1998; Rodrigues & Gandolfi 2004). Por muito tempo, e ainda hoje, o objetivo da restauração, que é o ideal dos projetos de recuperação, tem sido o retorno do ecossistema a uma situação mais próxima possível do seu estado original ou anterior à degradação (Parrota & Engel 2003). No entanto, os ecossistemas são entidades dinâmicas que mudam sua composição florística e

estrutura ao longo do tempo, em resposta às mudanças ambientais. Portanto, qualquer trabalho de recuperação que tenha este objetivo, “difícilmente conseguirá atingir a meta proposta, pois tenta atingir um alvo em movimento” (Engel & Parrota 2003).

A definição de objetivos realistas para a recuperação de áreas degradadas deve levar em conta as limitações ambientais, técnicas e econômicas para se determinar o que é possível de se alcançar com um dado esforço (Ehrenfeld 2000). Devem ser incluídas também as escalas temporal e espacial que o projeto almeja trabalhar, definindo metas a serem alcançadas a curto, médio e longo prazo, e definindo qual a escala a ser recuperada: a local, regional ou da paisagem (Parrota & Engel 2003). Os resultados de estudos de caso e de projetos experimentais podem criar subsídios para a definição destes indicadores e das tendências de desenvolvimento da comunidade ao longo do tempo. A realização de projetos em pequena escala pode permitir avaliar os esforços necessários para se atingir uma recuperação eficiente em grande escala (Meli 2003).

Muitas das experiências de projetos de recuperação não são divulgadas, e normalmente não são desenvolvidas dentro dos moldes de experimentações científicas (Meli 2003). A publicação dos resultados obtidos com diferentes técnicas, em diferentes regiões, é importante para a evolução da ciência da restauração, que tem sua principal base na prática em campo. Assim as pesquisas em recuperação, principalmente as experimentais, devem tentar avaliar seus resultados também com o intuito de sugerir possíveis indicadores de recuperação para a técnica utilizada.

OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho foi avaliar a possibilidade de recuperação de taludes utilizando a técnica de transposição de *topsoil*. Dentro desta proposta, os objetivos específicos foram:

- I) Avaliação da eficiência de quatro técnicas de contenção do *topsoil*, depositado em um talude de depósito de estéril;
- II) Propor uma metodologia de uso do *topsoil* para recuperação de taludes;
- III) Caracterização da comunidade colonizadora do talude de depósito de estéril em recuperação;

- IV) Identificar os fatores e processos determinantes da heterogeneidade espacial desta comunidade colonizadora do talude de depósito de estéril em recuperação;
- V) Propor critérios de avaliação do nível de recuperação de áreas degradadas recuperadas com o uso da técnica de transposição de *topsoil*.

METODOLOGIA

1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Ribeirão Grande, ao sul do Estado de São Paulo, e pertence à Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG), que tem como atividade a exploração de metacalcários e argila para a produção de cimento. A área de estudo está inserida na Província Geomorfológica do Planalto Atlântico, Zona do Planalto de Guapiara. A altitude varia entre 800 m nos fundos de vale e mais de 1.000 m nos espigões (CCRG, 2003). O município de Ribeirão Grande está inserido na área de predomínio de Floresta Estacional Semidecídua, mas devido à proximidade com a Serra de Paranapiacaba, ocorrem espécies típicas da Floresta Ombrófila Densa Montana. A região, junto com o Vale do Ribeira, concentra grande parte dos fragmentos de Mata Atlântica remanescentes do Estado, abrigando quase 40% da área de todas as Unidades de Conservação do Estado de São Paulo (Capobianco 1992). Dentre as unidades de conservação existentes na região, o Parque Estadual de Intervales e a Estação Ecológica de Xitúé são as mais próximas da área de estudo.

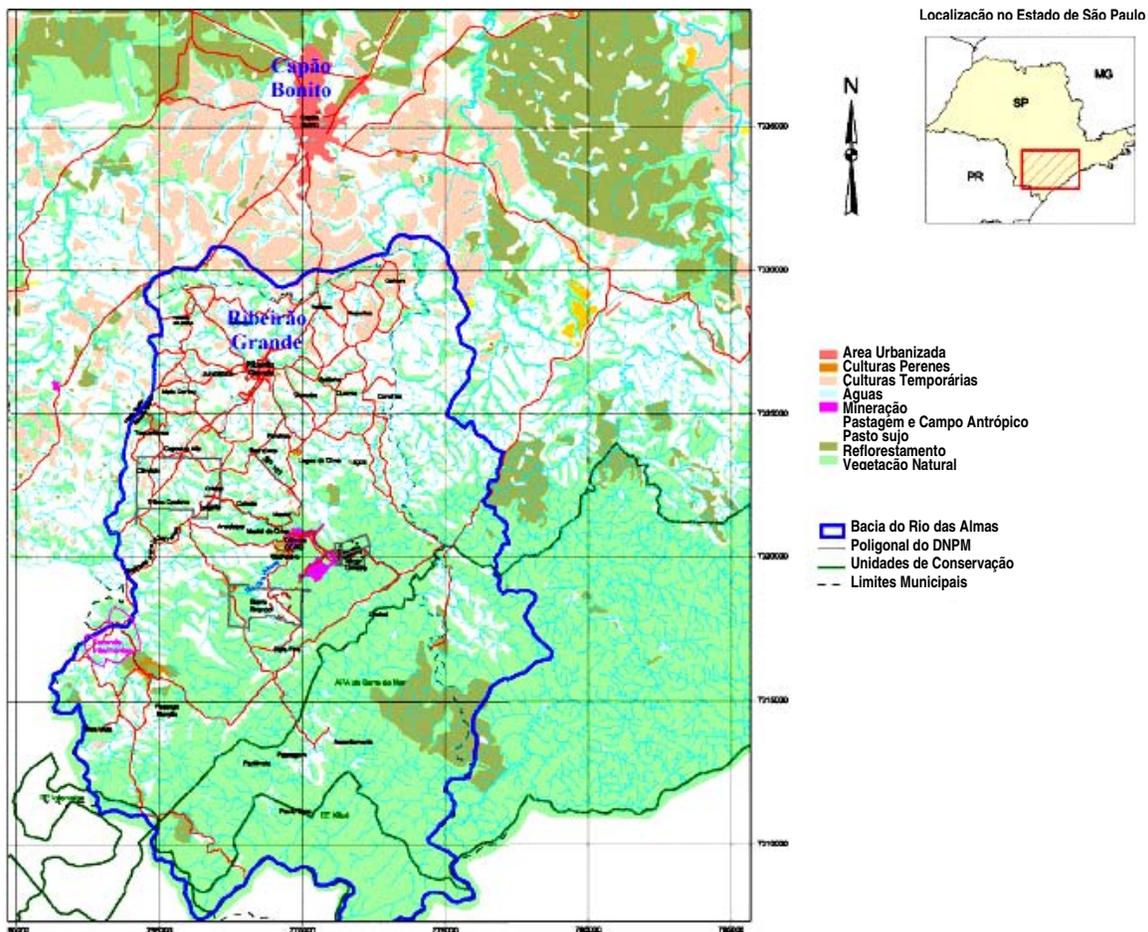


Figura 1. Localização da região do Município de Ribeirão Grande no Estado de São Paulo, e padrão de ocupação.

O clima da região é classificado como Cfa de Köppen, sendo uma região de transição climática entre o clima tropical quente, das latitudes baixas, e o temperado mesotérmico, das latitudes médias, com influência da altitude. Há pelo menos um mês com temperatura inferior a 18°C, e a temperatura média anual é inferior à 22°C, podendo ocorrer de um a quatro eventos de geada a cada ano (Baidier 1994). A precipitação média anual gira em torno de 1.720 mm, com chuvas concentradas no verão, principalmente nos meses de dezembro a fevereiro, sendo que no inverno a mínima pluviosidade pode chegar a 30 mm (CCRG 2003). A pluviosidade medida pela estação meteorológica da CCRG nesta área durante o período do estudo foi de 1.566 mm em 2005 e de 1.228 mm em 2006 (Figura 2).

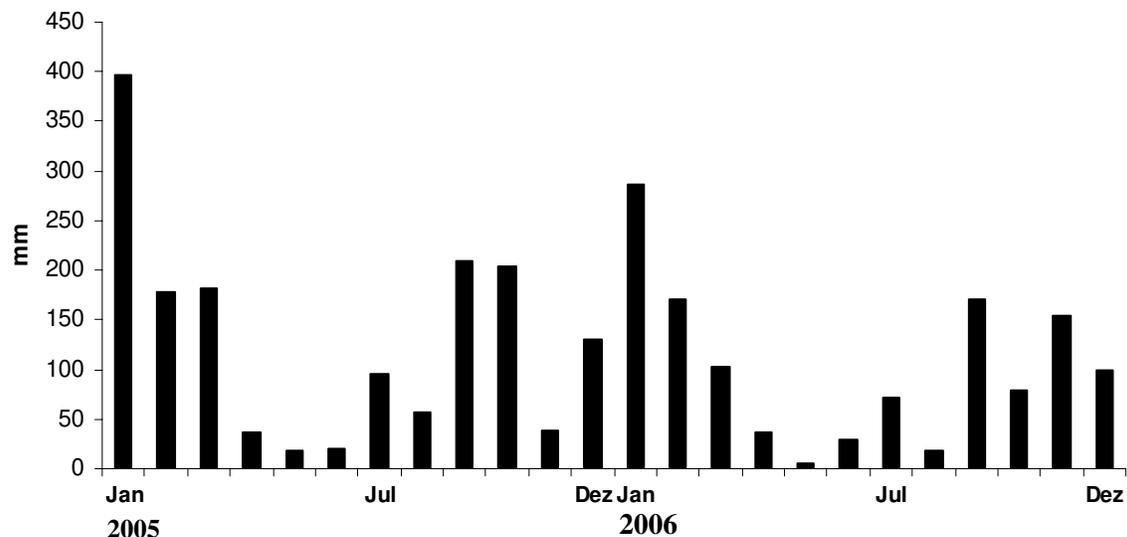


Figura 2. Distribuição das chuvas na área de estudo ao longo dos anos de 2005 e 2006. Valores medidos pelo pluviômetro da Cia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG), Ribeirão Grande, SP.

Há o predomínio de solos argilosos, como Litossolos Vermelho e Amarelo e Podzólicos Vermelhos-Amarelo (Comissão de solos 1960; Baidier 1994). Em algumas áreas desta região, inclusive na área de estudo, ocorrem manchas de solos calcários que resultam em uma floresta com composição florística diferente dos arredores. Esta formação é considerada especialmente importante para a conservação da biodiversidade neotropical por ser um dos poucos locais no Brasil onde ocorre (Aidar *et al.* 2001). A área apresenta topografia muito acidentada, com declives acentuados e vales bem encaixados, o que pode representar grande heterogeneidade de tipos de solos.

O *topsoil* aqui utilizado consiste da camada de serapilheira mais a primeira camada do solo (horizonte A₀), até aproximadamente 30 cm de profundidade. O *topsoil* foi resgatado de uma área recém desmatada adjacente à mina de extração de calcário (Mina Limeira) da CCRG, com topografia acidentada composta por declives acentuados. Segundo os levantamentos realizados para a elaboração do EIA-RIMA para a ampliação desta mina, a área de futura exploração possui 82,46 ha, destes 43,57 ha (52,84%) são ocupados com floresta em estágio inicial de sucessão e 26,09 ha (31,64%) por floresta em estágio intermediário de sucessão, segundo os critérios da Resolução CONAMA 01/94 (Brasil 1994). A área onde foi coletado o *topsoil* estava inserida na porção discriminada acima como floresta em estágio inicial de sucessão (Figura 3), onde foram identificadas 94

espécies distribuídas em 37 famílias (CCRG 2003). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Lauraceae (7,4%), Rubiaceae (6,4%), Asteraceae, Euphorbiaceae e Melastomataceae (5,3% cada). As espécies mais comuns encontradas na área foram *Alchornea triplinervea* (Euphorbiaceae), *Tibouchina pulchra* (Melastomataceae), *Clethra scabra* (Clethraceae) e *Lamanonia ternata* (Cunnoniaceae) (Rodrigues *et al.* 2005).



Figura 3. Vista geral do entorno da Mina Limeira, com as áreas já desmatadas, de onde foi coletado o *topsoil*. Dezembro de 2004, Ribeirão Grande, SP.

O *topsoil* resgatado foi imediatamente transplantado para uma área de disposição de estéril (DE) localizado a 5 km da mina (Figura 4). Uma área de disposição de estéril (DE) é onde ocorre a colocação metódica do material estéril seguindo uma ordem de subsequência previamente definida, planejada e controlada, segundo normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 13029- ABNT 1993). No presente caso o material estéril consiste de todo o solo que foi retirado para se atingir a rocha matriz para a exploração do calcário, de modo que o solo do DE é constituído de um mosaico de solos de várias áreas e profundidades. O DE foi construído na forma de um monte e, para que se tornasse estável, nas suas bordas foram feitos taludes com dimensões e inclinações variadas. O talude utilizado para o experimento possui dimensões de aproximadamente 150 m de comprimento por 17 m de face, com inclinação de 30°. Toda a extensão da face do talude está orientada para o Norte geográfico.

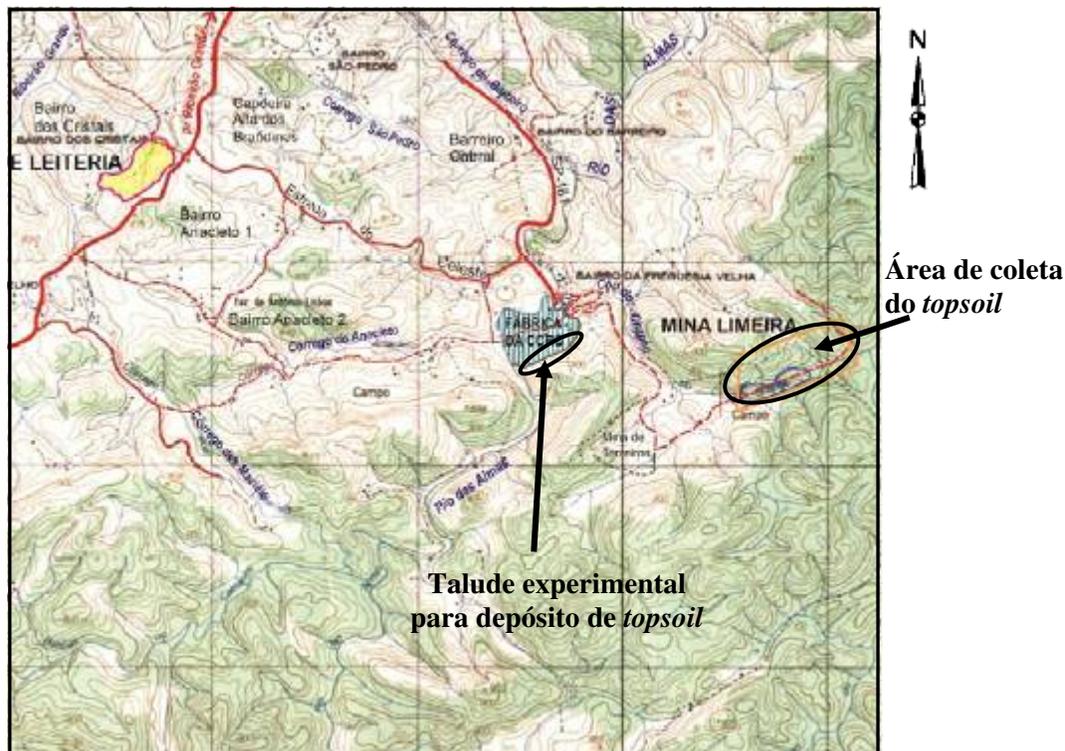


Figura 4. Croqui indicando a localização da área de coleta do *topsoil*, adjacente à Mina Limeira e a área do talude experimental, adjacente à Fábrica da CCRG. Ribeirão Grande, SP. Fonte: EIA-RIMA CCRG 2003.

2. Delineamento experimental

No mês de dezembro de 2004 o *topsoil* foi coletado na área de floresta Atlântica recém desmatada com auxílio de máquinas retro-escavadeiras retirando-se camadas do solo superficial com profundidades entre 20 e 30 cm. Dentro de uma área de aproximadamente dois hectares foram selecionados três pontos próximos, de onde foram coletadas as camadas de *topsoil* que foram depositadas separadamente em três trechos diferentes no talude a ser recuperado. No delineamento experimental aplicado, estes três trechos onde o *topsoil* foi depositado representam os blocos experimentais (Figura 5). Escolheu-se este delineamento de blocos casualizados a fim de controlar possíveis variações ambientais e biológicas relacionadas ao *topsoil* transposto e à área do talude onde ele foi depositado.

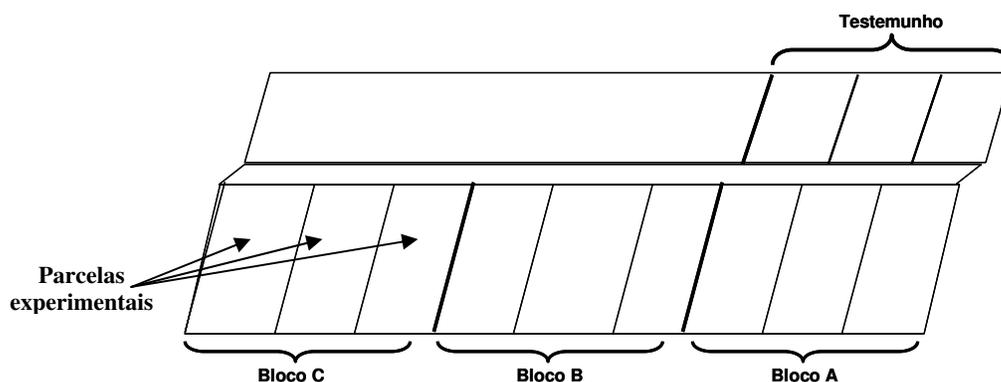


Figura 5. Esquema do delineamento experimental. No talude superior estão alocadas as parcelas testemunho e no talude inferior estão localizadas as parcelas experimentais, em blocos casualizados, denominados A, B e C, dentro dos quais se encontram uma parcela de cada tratamento alocada aleatoriamente.

Os tratamentos de contenção do *topsoil* aqui testados pretendem impedir ou diminuir a perda de sementes e os deslizamentos de terra causados pelo escoamento superficial de águas das chuvas. Para contornar os problemas de perda de sementes pelo escoamento superficial da água das chuvas e a recorrente morte das plantas devido a deslizamentos de solo superficial (Cerdá & García-Fayos 1997) alguns autores sugerem que se aumente a rugosidade da face do talude (Petersen *et al.* 2004) construindo terraços a intervalos regulares, ou formando sulcos para diminuir o ângulo de inclinação (Bochet & García-Fayos 2004). Os sulcos, ou a escarificação do solo, aumentam a infiltração de água e diminuem a compactação do solo melhorando o desenvolvimento radicular (Grant 2006).

Em dois dos tratamentos de contenção foram semeadas espécies de adubação verde. As espécies utilizadas como adubação verde são aquelas que possuem a capacidade de incorporar nutrientes, principalmente nitrogênio, e que apresentam crescimento rápido. As espécies utilizadas foram herbáceas, subarbustos ou arbustos, em sua maioria pertencente à família das leguminosas (Fabaceae). A adubação verde tem sido utilizada na agricultura visando à proteção superficial do solo e a melhoria e manutenção dos seus nutrientes, servindo principalmente como fixadora de nitrogênio e formadora de matéria orgânica (Galantini & Rosell 1997; Lal 1997; Reeves 1997; Lassus 1990; Testa 1992). No presente estudo o objetivo da utilização da adubação verde foi, principalmente, formar uma barreira adicional ao deslizamento de terra auxiliando a estabilização do *topsoil* depositado. Foram escolhidas espécies de adubação verde pois suas sementes são previamente selecionadas, o

que garante uma alta taxa de germinação, e possuem ciclo de vida anual de modo que dificilmente se perpetuam no sistema, o que seria indesejável uma vez são espécies exóticas à região de estudo. Foram testados quatro tratamentos de contenção (Figura 6) e comparados a uma área testemunho. Em um talude adjacente ao do experimento (Figura 5) foi delimitada uma área onde não foi depositado *topsoil*, servindo como testemunho de como a regeneração natural se expressa quando não há interferência no sentido de recuperar a área. As parcelas testemunho não estão localizadas no mesmo talude dos tratamentos devido ao risco de erosão do talude por ter sua face descoberta durante a estação chuvosa. Os quatro tratamentos testados foram:

- **(S) Preparo do solo com linhas de sulcos + *topsoil*:** Manualmente, com auxílio de enxadas, foram feitas linhas de sulco com dimensões de aproximadamente 20 cm de profundidade, 20 cm de largura e 12 m de comprimento, distantes 1,5 m entre si, de modo que cada parcela possui 10 linhas de sulco. O tratamento de sulcos (S) representa o tratamento controle que é a deposição do *topsoil* sem uso de técnicas de contenção. Como outros trabalhos demonstraram que não é possível utilizar o *topsoil* em áreas declivosas sem auxílio de nenhuma medida de contenção do *topsoil* (Day & Ludeke 1986; Moreira 2004), foram feitos sulcos na face do talude.
- **(M) Preparo do solo com linhas de madeiramento + *topsoil*:** Manualmente, foram fixadas linhas de estacas de madeira uma ao lado da outra com, aproximadamente, 50 cm de altura e 12 m de comprimento, distantes 1,5 m entre si, de modo que cada parcela possuiu 10 linhas de madeiramento. O madeiramento atua como uma barreira à movimentação do *topsoil* depositado gerando a formação de terraços;
- **(SAV) Preparo do solo com sulco + *topsoil* + adubação verde:** Preparo do solo igual ao tratamento S, acrescentadas sementes de adubação verde (AV);
- **(MAV) Preparo do solo com linhas de madeiramento + *topsoil* + adubação verde:** Preparo do solo igual ao tratamento M, acrescentadas sementes de adubação verde (AV);

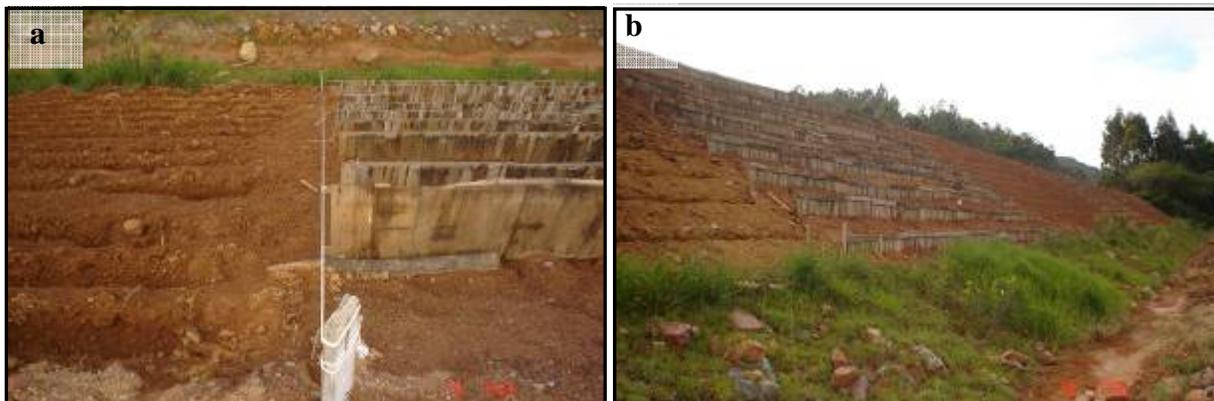


Figura 6. a) Aspecto dos tratamentos de sulco (à esquerda) e madeiramento (à direita), antes da implantação do *topsoil*. b) Aspecto geral do talude, preparado para o depósito do *topsoil*, em dezembro de 2004. Ribeirão Grande-SP.

Plantio de linhas de adubação verde: As linhas de semeadura de adubação verde tiveram 20 cm de largura e 12 m de comprimento (2,4 m²), alocadas entre as linhas de sulco ou de madeiramento, dependendo do tratamento, de forma que cada parcela conteve 10 linhas de adubação verde. Foram semeadas 4 espécies de adubação verde: *Crotalaria juncea* (crotalária), *Canavalia ensiformis* (feijão de porco), *Cajanus cajan* (feijão guandú) e *Helianthus annuus* (girassol). A partir das quantidades recomendadas por técnicos, experimentos e literatura, para a semeadura de adubação verde em áreas agrícolas, e tendo o pressuposto de que as linhas deveriam ter alta densidade de indivíduos para exercer sua função como estabilizador do *topsoil* depositado, chegou-se às quantidades determinadas a seguir (Tabela 1). Para cada linha, as sementes das quatro espécies foram pesadas separadamente, depois misturadas e semeadas manualmente.

Tabela 1. Quantidades de sementes de cada espécie semeada por área, e por linha de semeadura, sendo que cada linha possui 2,4m² de área.

Espécie	g/m ²	sem/m ²	g/linha (2,4m ²)	g/parcela (10linhas)	Custo da semente (por Kg)	Custo por parcela
Crotalaria	1	16	2,4	24	R\$ 7,20	0,18
Feijão guandu	2	34	4,8	48	R\$ 5,80	0,28
Feijão de porco	10	10	24	240	R\$ 2,50	0,60
Girassol	1	16	2,4	24	R\$ 5,00	0,12
Total	6,0 g	37 sem	14,4 g	88,8 g		R\$ 1,18

3. Custo dos tratamentos

Abaixo estão discriminados os custos do preparo da área e de cada tratamento (Tabela. 2). Os valores se referem aos custos do projeto durante o ano de 2005, de modo que servirão apenas como referência para a comparação entre os tratamentos. O custo da implantação do projeto, por hectare, provavelmente é menor do que o apresentado, pois os gastos com maquinário e mão de obra não aumentam linearmente com o aumento da área. Esta é uma estimativa grosseira, a fim de permitir comparações entre os tratamentos utilizados. Não estão computados os custos com adubação pois esta seria uma ação opcional.

Tabela 2. Discriminação dos custos de cada tratamento por hectare (ha). Os custos com “coleta e distribuição” se referem ao uso de máquina retroescavadeira; “Transporte do *topsoil*” se refere ao custo de transporte da área de coleta à área de deposição; “Montagem dos tratamentos” se refere ao custo com mão de obra; “Semeadura” se refere ao custo das sementes de adubação verde utilizadas. A última coluna consiste do “custo total” por hectare.

Tratamentos	Coleta e distribuição (R\$/ha)		Transporte <i>topsoil</i>		Montagem dos tratamentos		Semeadura	Custo total (R\$/ha)
	custo hora/máquina (R\$)	hora/trabalho	custo hora/máquina (R\$)	hora/trabalho	custo hora/homem (R\$)	hora/trabalho	Custo das sementes (R\$/m ²)	
M						48	0	6.500,00
MAV	18,75	8 hs	18,75	8 hs	6,50	48	0,008	7.500,00
S						24	0	3.600,00
SAV						24	0,008	4.600,00

4. Análise das características químicas e físicas do solo

As amostras de solo foram encaminhadas para o Departamento de Solos e Produção vegetal da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ-USP), para a análise das seguintes variáveis químicas: pH, pelo método do CaCl₂ 0,01 mol/l; H+Al (acidez potencial), pelo método do pH SMP; alumínio trocável (Al), pelo método de titulometria (1 mol/l); matéria orgânica (M.O.), pelo método colorimétrico (IAC); fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), pelo método de resina trocadora de íons. Foram feitos os cálculos de capacidade de troca catiônica (CTC ou T) e a soma de bases trocáveis (SB) expressas em mmolc/dm³. Foram calculadas as porcentagens de saturação de alumínio

(m%) e de saturação por bases da CTC a pH 7,0 (V%). Foi realizada também a análise física da textura do solo, onde são medidas as proporções de areia total, silte e argila total nas amostras. Considera-se como solo na classe argilosa quando a porcentagem de argila na composição é de 35 a 59% e como classe muito argilosa quando essa porcentagem é superior a 60% de argila.

CAPÍTULO 1

USO DO *TOPSOIL* COMO TÉCNICA DE RECUPERAÇÃO DE TALUDES

RESUMO

A técnica de transposição de *topsoil* já é muito utilizada para a recuperação de áreas degradadas pela mineração, mas seu uso ainda é restrito a áreas planas ou de baixo declive. No presente estudo foi avaliada a possibilidade de uso desta técnica como uma medida de recuperação para taludes de corte e aterro. Em um talude de depósito de estéril com 30° de inclinação foram testadas quatro técnicas de contenção do *topsoil* depositado: madeiramento formando terraços (M), sulcos horizontais (S), madeiramento junto a linhas de adubação verde semeada (MAV) e sulcos junto a linhas de adubação verde semeada (SAV). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, sendo que cada tratamento possui três réplicas de dimensões de 12x15 m², distribuídas em três blocos. A comunidade regenerante foi monitorada durante 14 meses quanto à densidade de indivíduos das espécies herbáceas, arbustivas, arbóreas e lianas, e à riqueza de espécies arbustivo-arbóreas. Na última amostragem foi avaliada a porcentagem de solo exposto e realizado um levantamento florístico em que foram registradas 150 espécies de todas as formas de vida. Na área testemunho, onde não foi depositado *topsoil*, a regeneração natural foi inexpressiva. Após oito meses, a densidade de indivíduos variou de 5,2 a 22,6 ind/m². As quatro técnicas de contenção apresentaram um padrão de colonização semelhante em termos de densidade de indivíduos e composição florística, para todos os tratamentos. Mas diferiram quanto à porcentagem de solo exposto, que foi maior no tratamento de sulcos (S). A semeadura de adubação verde propiciou maior cobertura do solo no tratamento de sulcos (SAV), mas não influenciou o tratamento de madeiramento. Os resultados mostraram que o uso do *topsoil* é possível como estratégia de recuperação de taludes quando utilizadas as técnicas de madeiramento ou sulcos mais adubação verde para a contenção do *topsoil*.

ABSTRACT

The *topsoil* transplant technique has already been used to rehabilitate mined degraded areas, but its application still restrict to flat or low-declivity areas. The present study evaluates the possibility to rehabilitate embankment slopes using the *topsoil* technique. At a 30° declivity embankment slope we tested four *topsoil* contention techniques which were: wood fences forming terraces, horizontal rips, wood fences with green manure and horizontal rips with green manure. The experiment was designed in casualized blocks where each treatment has three 12 x 15m² replicas, distributed in three blocks. We monitored the regenerating community for 14 months, measuring the herbaceous, climbers, shrubs and trees individuals densities and the shrubs and trees richness. On the last sampling, we also measured the percentage of exposed soil and evaluated the whole community floristic composition, registering 150 species including all life forms. In the control area, without *topsoil* spread, the regeneration was inexpressive. After eight months, the individual's density ranged from 5,2 a 22,6 ind/m². There was a similar colonization pattern at the four contention techniques, with similar floristic composition, richness and individuals densities. The percentage of exposed soil was different among the four treatments, with highest values in the rips treatment. The green manure provided highest soil cover in the rips treatment but didn't influence the wood fences treatment. The results showed that it's possible to rehabilitate degraded embankment slopes with the *topsoil* strategy using simultaneously the wood fences or the rips plus green manure contention techniques.

1. Introdução

A construção de estradas, as atividades de mineração e outros tipos de construção civil, geram o deslocamento de grande volume de solo, formando áreas de corte e aterro, também chamadas de áreas de disposição de estéril. Este deslocamento de solo causa grandes impactos, incluindo o aumento da erosão do solo e deposição de sedimento, a alteração da estrutura da vegetação, a introdução de espécies exóticas, a fragmentação de habitats e a diminuição da qualidade ecológica e estética da região (Petersen *et al.* 2004). Atualmente, as ações de amenização dos impactos nos taludes têm sido direcionadas principalmente, para a proteção do solo contra a erosão. Os métodos mais utilizados se baseiam na implantação de uma cobertura vegetal mínima sobre a face do talude. A presença de vegetação intercepta a água das chuvas através da folhagem (Andrés & Jorba 2000), diminuindo a erosão causada pelos pingos da chuva (Snelder & Bryan 1995) e o escoamento superficial (Cerdá & García-Fayos 1997; Gonçalves *et al.* 2003; Ochai & Nakamura 2004), e estabiliza o solo através da densa rede de raízes formada na camada sub-superficial do solo (Andrés & Jorba 2000).

Uma grande variedade de medidas de revegetação tem sido estudada a fim de buscar técnicas mais eficientes para o estabelecimento de plantas e conseqüente aumento da estabilidade do solo em taludes. Dentre estas, estão a regeneração natural, a semeadura de espécies exóticas e nativas, o transplante de plântulas, a aplicação de fertilizantes junto à escarificação do solo, o uso de mantas sintéticas e biomantas, e a hidrosemeadura com polímeros em gel (Gray & Sotir 1996; Petersen *et al.* 2004). Apesar de serem tantos os métodos possíveis, o mais utilizado tem sido a aplicação de gramíneas em placas, ou através de hidrosemeadura (Silva Filho 1988; Santos & Nóbrega 1992). Historicamente tem-se usado espécies forrageiras exóticas selecionadas, por estas apresentarem altas taxas de germinação e rápido crescimento. No Brasil, são comumente utilizadas espécies exóticas como a braquiária (*Brachiaria* spp), o capim colômbio (*Panicum maximum* Jacq.) e o capim marmelada (*Brachiaria plantaginea* (Link) Hitchc.) (Almeida 2002), e a espécie nativa grama batatais (*Paspalum notatum* Flügge) (Souza & Seixas 2001).

Espécies nativas podem demorar mais para se estabelecer após a semeadura, mas suportam melhor as variações ambientais e persistem durante situações climáticas extremas, como baixas temperaturas, e a curtas estações de crescimento (Petersen *et al.*

2004). Além da sua resistência às condições climáticas locais, as espécies em seu habitat natural encontram os polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais que garantem a sua reprodução, dispersão e o equilíbrio dinâmico da comunidade (Kageyama & Gandara 2004). Uma revisão sobre os esforços na pesquisa do uso de espécies nativas para a revegetação de taludes na Austrália, indicou que algumas espécies têm potencial de uso e aponta alguns motivos para a atual resistência ao seu uso comercial (Cole & Johnston 2006). Dentre as principais razões apontadas, estão que o conhecimento sobre a biologia destas espécies ainda não é suficiente para a determinação das medidas de manejo necessárias, e os autores indicam como principal causa, o baixo investimento nesta área de pesquisa, que continua privilegiando a busca por espécies exóticas, mais agressivas. Outro empecilho apontado, também decorrente da falta de pesquisa, é a atual dificuldade em produzir grandes quantidades de sementes destas espécies nativas a um custo razoável.

Os resultados obtidos em estudos que avaliaram o uso de *topsoil* como método de recuperação de áreas mineradas, mostraram que esta camada superficial do solo, junto ao banco de sementes florestal, é uma rica fonte de sementes de espécies nativas, dentre herbáceas, arbustivas, arbóreas e lianas (Tacey & Glossop 1980; Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Walli 1999; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001; Parrota & Knowles 2003; Nave 2005; Grant 2006). Atualmente este método tem sido utilizado, principalmente por minerações de bauxita, a fim de promover a restauração ecológica de comunidades vegetais diversas e auto-sustentáveis. No entanto, esta técnica ainda está restrita a áreas planas, sendo que as tentativas documentadas de aplicá-la em áreas inclinadas não obtiveram sucesso (Day & Ludeke 1986; Ozório 2000; Moreira 2004).

Dentro do atual contexto de aumento da degradação ambiental e de anseio pela recuperação dos ecossistemas, seria ideal que todo o *topsoil* resultante de diferentes atividades degradantes fosse utilizado para a recuperação das áreas degradadas adjacentes. A ampliação das possibilidades de uso do *topsoil* para áreas de taludes ou inclinadas, pode resultar em maior aproveitamento deste material não apenas em áreas mineradas mas também para a recuperação de áreas degradadas por diversas atividades.

2. Objetivos

O objetivo geral foi avaliar a possibilidade de uso do *topsoil* para a recuperação de um talude de depósito de estéril, com inclinação de 30°. Os objetivos específicos foram:

- I) Comparar, quatro tratamentos de contenção e o testemunho, quanto à densidade de indivíduos regenerantes, ao longo de 14 meses;
- II) Comparar, quatro tratamentos de contenção e o testemunho, quanto à riqueza de espécies arbóreas regeneradas;
- III) Comparar, quatro tratamentos de contenção e o testemunho, quanto à porcentagem de solo exposto, após oito meses;
- IV) Comparar, quatro tratamentos de contenção e o testemunho, quanto à composição florística da comunidade, após 14 meses;

3. Material e Métodos

3.1. Delineamento experimental

No mês de dezembro de 2004, o *topsoil* foi resgatado de uma área de floresta secundária recém desmatada pela Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG) para fins de ampliação da sua mina de exploração de calcário (Figura 1). O *topsoil* foi retirado com auxílio de máquinas retro-escavadeiras coletando-se uma profundidade de 20 a 30 cm do solo superficial no interior da área recém desmatada. A profundidade da camada coletada não foi precisa devido ao uso de maquinário neste terreno de topografia muito acidentada. O *topsoil* foi transportado em caminhões até o depósito de estéril (DE) onde está localizado o talude experimental. No talude, o *topsoil* foi depositado com auxílio também de máquinas retro-escavadeiras e em seguida espalhado manualmente para que a camada ficasse homogeneamente distribuída ao longo da face do talude (Figura 2).



Figura 1. Coleta da serapilheira na área recém desmatada adjacente à Mina Limeira, de propriedade da Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG). Dezembro de 2004. Ribeirão Grande, SP.



Figura 2. À esquerda, distribuição do *topsoil* com auxílio de maquinário. À direita, espalhamento manual do *topsoil* depositado no talude experimental de propriedade da Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG). Dezembro de 2004. Ribeirão Grande, SP.

No talude, foram implantados quatro tratamentos de contenção do *topsoil* depositado: preparo do solo com linhas de sulco mais *topsoil* (tratamento S); preparo do solo com linhas de sulco mais *topsoil* mais adubação verde (tratamento SAV); preparo do solo com linhas de madeiramento mais *topsoil* (tratamento M); preparo do solo com linhas de madeiramento mais *topsoil* mais adubação verde (tratamento MAV). O tratamento de sulcos (S) representa o tratamento controle que é a deposição do *topsoil* sem uso de técnicas de contenção. Como outros trabalhos demonstraram que não é possível utilizar o

topsoil em áreas declivosas sem auxílio de nenhuma medida de contenção do *topsoil* (Day & Ludeke 1986; Moreira 2004), foram feitos os sulcos na face do talude.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com 4 tratamentos e 3 repetições cada, totalizando 12 parcelas. Cada parcela tem dimensões de 12 x 15 m, e estão alocadas adjacentes uma a outra. Para evitar qualquer influência dos tratamentos nas parcelas adjacentes, desconsiderou-se 1 m de margem para cada lado de todas as parcelas, de modo que as amostragens foram feitas dentro de 10 x 15 m (150 m²). Em um talude adjacente foram alocadas três repetições, também com 150 m², de parcelas testemunho onde não foi depositado *topsoil*.

Nas parcelas de todos os tratamentos foram realizadas aplicações de adubo de cobertura NPK (20:0:20) na quantidade de 20 g/m², nas duas épocas chuvosas, nos meses de março e abril de 2005 e em dezembro de 2005 e janeiro de 2006. Nave (2005) utilizou 25 g/m² do mesmo adubo, e observou uma densidade de indivíduos que o autor considerou muito elevada comparando com outras áreas de regeneração natural, portanto para este experimento foi determinada uma quantidade menor.

3.2. Coleta dos dados

Foram realizadas oito amostragens da comunidade regenerante, ao longo de 14 meses. As avaliações foram feitas nos meses de março (T3- 3º mês pós-implantação), abril (T4), maio (T5), junho (T6), agosto (T8), outubro (T10) e dezembro (T12) de 2005, e fevereiro (T14 - 14º mês pós-implantação) de 2006. Dentro de cada uma das 12 parcelas experimentais e nas três parcelas testemunho foram alocadas aleatoriamente 3 subparcelas de 5 m², totalizando 45 m² de área amostral.

Em todas as amostragens, foi contado o número de indivíduos, maiores que 20 cm de altura, das espécies herbáceas (inclusive pteridófitas), lianas, arbustivas e arbóreas. Como espécies das famílias Cyperaceae e Poaceae possuem crescimento vegetativo, e podem formar grandes manchas, sua abundância foi estimada pelo número de “rosetas”, sendo considerado como um único indivíduo quando a parte aérea se ligava na base, próxima à superfície do solo. Durante as amostragens, apesar do grande número de indivíduos destas famílias, não foram observadas grandes moitas, de forma que estes valores de abundância foram computados conjuntamente com as demais herbáceas.

Nestas oito amostragens, apenas as espécies de forma de vida arbórea foram identificadas no nível específico. Como houve o acompanhamento das parcelas ao longo do tempo, os indivíduos encontrados no estágio de plântulas foram identificados em campo, e não foram coletados, para que não fossem danificados. No último mês de amostragem, em fevereiro de 2006 (T14), foi realizado um levantamento florístico onde foram coletadas e identificadas todas as espécies regeneradas na área experimental. O levantamento abrangeu as formas de vida herbácea (inclusive pteridófitas), arbustiva, arbórea e liana. As espécies foram identificadas em herbário, e com auxílio de especialistas e da literatura. Os exemplares coletados serão depositados no herbário da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESA).

No mês de agosto de 2005 (T8), foi estimada a porcentagem de solo exposto nos tratamentos e no testemunho. As amostragens foram feitas em 3 subparcelas de 5 m² cada, alocadas aleatoriamente dentro de cada parcela experimental. As subparcelas foram subdivididas em quadrados com 10 cm de lado, onde foi verificada a presença ou ausência de cobertura por matéria vegetal, viva ou morta. Como matéria vegetal morta, foi considerada a serapilheira produzida pelos indivíduos regenerantes. A porcentagem de solo exposto pode ser uma forma indireta de estimar a intensidade da erosão, uma vez que ambos os parâmetros estão correlacionados (Elwell & Stocking 1976; Bochet & García-Fayos 2004).

No mês de fevereiro de 2006 foram coletadas amostras do solo contido no *topsoil* (alóctone) e do solo do talude em recuperação (autóctone). Para o solo autóctone foi coletada com trado uma amostra composta por três subamostras a uma profundidade de 30 cm, em cada parcela experimental. Para a caracterização do solo alóctone foram coletadas três amostras compostas de três subamostras com profundidade de 5 cm em cada parcela experimental. As três amostras foram coletadas a diferentes alturas do talude, sendo uma coletada na parte superior do talude, outra na parte intermediária e outra na parte mais inferior do talude.

3.3. Análise dos dados

Os quatro tratamentos de contenção foram comparados à área testemunho sem auxílio de métodos estatísticos, pois as parcelas testemunho não estão inseridas dentro dos blocos experimentais. Para a comparação entre os tratamentos quanto à densidade das diferentes formas de vida, quanto à densidade de indivíduos das espécies de adubação verde e quanto à riqueza de espécies arbóreas regenerantes, foram realizadas análises de variância (ANOVA) em bloco com medidas repetidas. Para a comparação entre os tratamentos quanto à porcentagem de solo exposto, foi realizada análise de variância (ANOVA) em bloco com uma medida, seguida do teste *post-hoc* de Tukey. Para estas análises foi utilizado o software Systat[®] (Wilkinson 1998).

Foi estudada a necessidade de transformação dos dados, e avaliada qual seria a transformação mais adequada a cada variável. Para os dados de densidade, a transformação só foi necessária para a densidade total de indivíduos, que foram transformados pelo logaritmo. Para os dados de porcentagem de solo exposto, foi feita a transformação pelo arcosseno da raiz do valor da porcentagem dividido por 100.

Para analisar a composição florística das comunidades regenerantes no 14^o mês pós-implantação do experimento, foi feita uma análise de agrupamento com os dados binários de presença e ausência das espécies. A dissimilaridade foi calculada pelo índice de Jaccard, e o agrupamento foi feito pelo método de UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Means*), utilizando o software PCORD[®] (McCune & Mefford 1997).

Para fazer uma análise exploratória sobre as características químicas e de textura dos solos foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA-bipot) para os dados do solo alóctone (*topsoil*) e uma para os dados do solo autóctone (solo do talude), com auxílio do software MVSP (Kovach 1999). Esta análise apresenta a porcentagem da variação dos dados explicada por cada eixo principal e calcula o coeficiente de correlação linear de Pearson entre todas as variáveis e os três eixos principais da PCA. Os dados apresentados em porcentagem foram transformados pelo arcosseno da raiz da porcentagem dividida por 100.

4. Resultados

4.1. Comparações entre os tratamentos

4.1.1. Densidade de indivíduos

A densidade de indivíduos aumentou ao longo do tempo, em todos os tratamentos, apresentando algumas flutuações relacionadas ao ciclo de vida de algumas espécies herbáceas. Entre os meses T12 e T14, ocorreu um decréscimo (Figura 3) de densidade devido à mortalidade elevada da espécie arbustiva dominante (*Ambrosia polystachya* DC.), que entrou em senescência após um ano de ocupação da área. No testemunho, não houve aumento de densidade até o mês T8, apresentando apenas um aumento insignificante durante os meses de verão (T12 e T14) (Figura 3).

No primeiro mês de amostragem (T3), a menor densidade total de indivíduos observada nos tratamentos foi de 0,06 indivíduos/m² na parcela do tratamento de sulcos (S) do bloco A, e a maior foi de 5,53 indivíduos/m² na parcela do tratamento de madeiramento mais adubação verde (MAV) do bloco C. No último mês de amostragem (T14), a menor densidade de indivíduos registrada foi de 5,2 indivíduos/m², na parcela do tratamento de sulcos mais adubação verde (SAV) do bloco B, e a maior foi de 22,6 indivíduos/m² na parcela do tratamento de madeiramento (M) do bloco A. No testemunho, a densidade máxima observada no tempo inicial (T3) foi de 0,13 indivíduos/m², e no tempo final (T14) foi de 0,46 indivíduos/m².

Todos os tratamentos apresentaram valores altos de desvio padrão, que se devem em grande parte à variação entre os blocos. Nos blocos A e C, o tratamento de sulcos (S) foi o que apresentou os menores valores de densidade, enquanto que no bloco B a menor densidade foi observada no tratamento de sulcos mais adubação verde (SAV). No bloco B, todos os tratamentos apresentaram menor densidade total de indivíduos do que nos blocos A e C, que apresentaram valores de densidade semelhantes. No testemunho, os valores médios não ultrapassaram 0,6 indivíduos/m² em todas as amostragens (Figura 3).

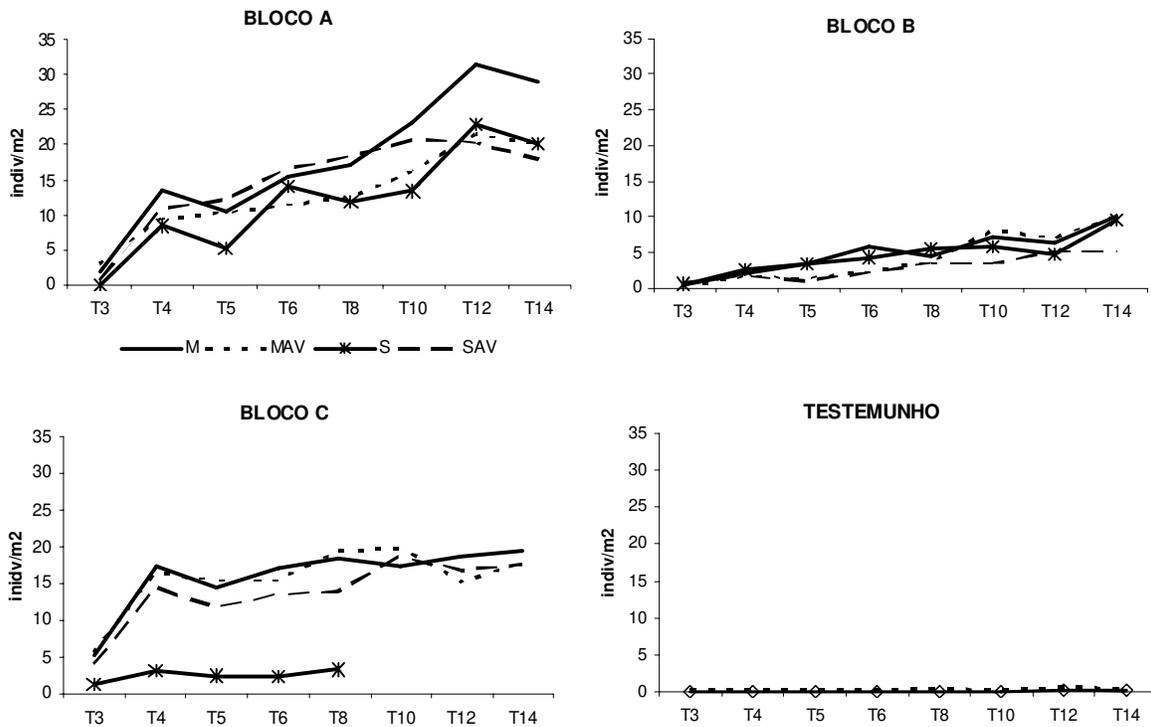


Figura 3. Densidade total de indivíduos dos quatro tratamentos, por bloco experimental (A, B e C), e do testemunho, ao longo do tempo (de T3 a T14). Os tratamentos são: M (madeiramento), MAV (madeiramento+adubação verde), S (sulcos), SAV (sulcos + adubação verde). Os dados foram coletados entre os meses de março de 2005 e fevereiro de 2006, Ribeirão Grande, SP.

Para a comparação estatística entre os tratamentos, foram utilizadas apenas as amostragens realizadas nos meses T3 a T8, pois no mês de outubro de 2005 (T10), a parcela do tratamento de sulcos (S) do bloco C foi perdida, pela intervenção de terceiros. Dentre os tratamentos, o de sulcos (S) apresentou sempre valores médios de densidade de indivíduos menores que os demais, mas essa diferença não foi significativa. Os tratamentos não diferiram entre si, quanto à densidade de indivíduos das diferentes formas de vida avaliadas (Tabela 1), mas todos apresentaram sempre valores pelo menos cinco vezes maiores do que o testemunho (Figura 3). A densidade de indivíduos foi significativamente diferente ao longo do tempo (Tabela 1), para todas as formas de vida. Não houve interação entre o tempo e os tratamentos, indicando que todos os tratamentos se comportaram de forma semelhante ao longo do tempo, quanto à densidade de indivíduos.

Para as variáveis de densidade total de indivíduos, densidade de herbáceas e densidade de arbustivas, os blocos foram significativamente diferentes entre si (Tabela 1).

O bloco B apresentou sempre valores de densidade de indivíduos menores que os blocos A e C. Para estas mesmas variáveis, houve interação entre os blocos e o tempo, indicando que os blocos se comportaram de modo diferente ao longo do tempo (Figura 3). A curva de densidade de indivíduos ao longo do tempo foi diferente para o bloco B, em comparação aos blocos A e C, que apresentaram curvas com tendências semelhantes (Figura 3).

Tabela 1. Resultados da análise de variância (ANOVA) em bloco, com 5 medidas repetidas ao longo do tempo, de T3 a T8. Foi comparada a densidade de indivíduos de cada forma de vida e a densidade total de indivíduos, entre os quatro tratamentos de contenção testados. Na tabela são apresentados, para cada variável, a fonte de variação, a soma dos quadrados (SQ), o número de graus de liberdade (GL), o valor do quadrado médio (QM), e os resultados da análise (F) e (p). Os dados foram coletados durante o ano de 2005, Ribeirão Grande, SP.

Variável	Fonte de variação	SQ	GL	QM	F	p
Densidade total de indivíduos	Trat	1,268	3	0,423	1,605	0,284
	Bloco	4,130	2	2,065	7,837	0,021
	Erro	1,581	6	0,264		
	Tempo	6,113	4	1,528	37,471	<0,001
	Tempo x Trat	0,377	12	0,031	0,769	0,675
	Tempo x Bloco	1,131	8	0,141	3,467	0,009
	Erro	0,979	24	0,041		
Densidade de herbáceas	Trat	64,682	3	21,561	1,921	0,227
	Bloco	330,58	2	165,291	14,730	0,005
	Erro	67,326	6	11,221		
	Tempo	129,106	4	32,277	29,868	<0,001
	Tempo x Trat	13,315	12	1,110	1,027	0,452
	Tempo x Bloco	93,884	8	11,736	10,860	0,001
	Erro	25,935	24	1,081		
Densidade de arbustivas	Trat	10,576	3	3,525	1,161	0,399
	Bloco	31,612	2	15,806	5,208	0,049
	Erro	18,211	6	3,035		
	Tempo	95,990	4	23,997	41,886	<0,001
	Tempo x Trat	6,955	12	0,580	1,012	0,453
	Tempo x Bloco	27,622	8	3,453	6,026	0,029
	Erro	13,750	24	0,573		
Densidade de arbóreas	Trat	14,249	3	4,750	1,033	0,442
	Bloco	21,989	2	10,995	2,392	0,172
	Erro	27,580	6	4,597		
	Tempo	44,479	4	11,120	20,343	0,001
	Tempo x Trat	5,726	12	0,477	0,873	0,528
	Tempo x Bloco	5,919	8	0,740	1,354	0,317
	Erro	13,119	24	0,547		
Densidade de Lianas	Trat	0,381	3	0,127	0,287	0,834
	Bloco	4,290	2	2,145	4,84	0,056
	Erro	2,659	6	0,443		
	Tempo	2,158	4	0,540	6,282	0,005
	Tempo x Trat	0,568	12	0,470	0,551	0,813
	Tempo x Bloco	0,961	8	0,120	1,398	0,271
	Erro	2,061	24	0,086		

4.1.2. Riqueza de arbóreas

Considerando todos os tratamentos, a riqueza de espécies arbóreas aumentou gradualmente ao longo do tempo (Tabela 2), sendo que foram registradas apenas duas espécies arbustivo-arbóreas em T3 e 28 espécies arbustivo-arbóreas em T14 pertencentes a 19 famílias e um grupo de indeterminadas com três morfoespécies (ANEXO 1). Contabilizando todas as amostragens, foram registradas 42 espécies arbóreas ao longo dos 14 meses (ANEXO 1). Os tratamentos apresentaram sempre valores muito maiores que o testemunho, onde só foram observadas duas espécies em todas as amostragens. Os quatro tratamentos não diferiram entre si quanto à riqueza de espécies arbóreas em nenhuma amostragem (Tabela 2). Os blocos foram significativamente diferentes entre si quanto à riqueza de arbóreas (Tabela 2), sendo que o bloco C foi o que apresentou sempre maior riqueza.

Tabela 2. Resultados da análise de variância (ANOVA), em bloco, com 5 medidas repetidas ao longo do tempo (de T3 a T8), para comparação da riqueza de arbóreas entre os quatro tratamentos de contenção. Na tabela são apresentadas, as fontes de variação, a soma dos quadrados (SQ), o número de graus de liberdade (GL), o valor do quadrado médio (QM), e os resultados da análise (F) e (p). Os dados foram coletados durante os anos de 2005 e 2006. Ribeirão Grande, SP.

Fonte de variação	SQ	GL	QM	F	p
Trat	10,533	3	3,511	1,553	0,295
Bloco	30,833	2	15,417	6,818	0,029
Erro	13,567	6	2,261		
Tempo	98,833	4	24,708	32,762	<0,001
Tempo x Trat	15,300	12	1,275	1,691	0,213
Tempo x Bloco	8,167	8	1,021	1,354	0,310
Erro	18,100	24	0,754		

4.1.3. Porcentagem de solo exposto

A porcentagem de solo exposto variou muito entre as parcelas experimentais, sendo que o valor mínimo foi de 3 % e o máximo foi de 55 % (Figura 4). As parcelas testemunho apresentaram uma média de 99 % do solo exposto, ou seja, praticamente nenhuma cobertura vegetal (Figura 4). Todos os tratamentos apresentaram valores superiores ao testemunho quanto à porcentagem de solo exposto (Figura 5).

Dentre os tratamentos, apenas no de sulcos (S) todas as parcelas apresentaram mais

de 30 % de solo exposto, sendo que este foi o valor máximo registrado para os outros tratamentos. O tratamento S apresentou a maior porcentagem de solo exposto ($gl= 3$; $F= 38,13$; $p< 0,001$). Os blocos também apresentaram porcentagens de solo exposto diferentes, sendo que o bloco B, que apresentou menor densidade de indivíduos, foi o que apresentou a maior porcentagem de solo exposto ($gl=2$; $F= 42,45$; $p<0,001$) (Tabela 3).

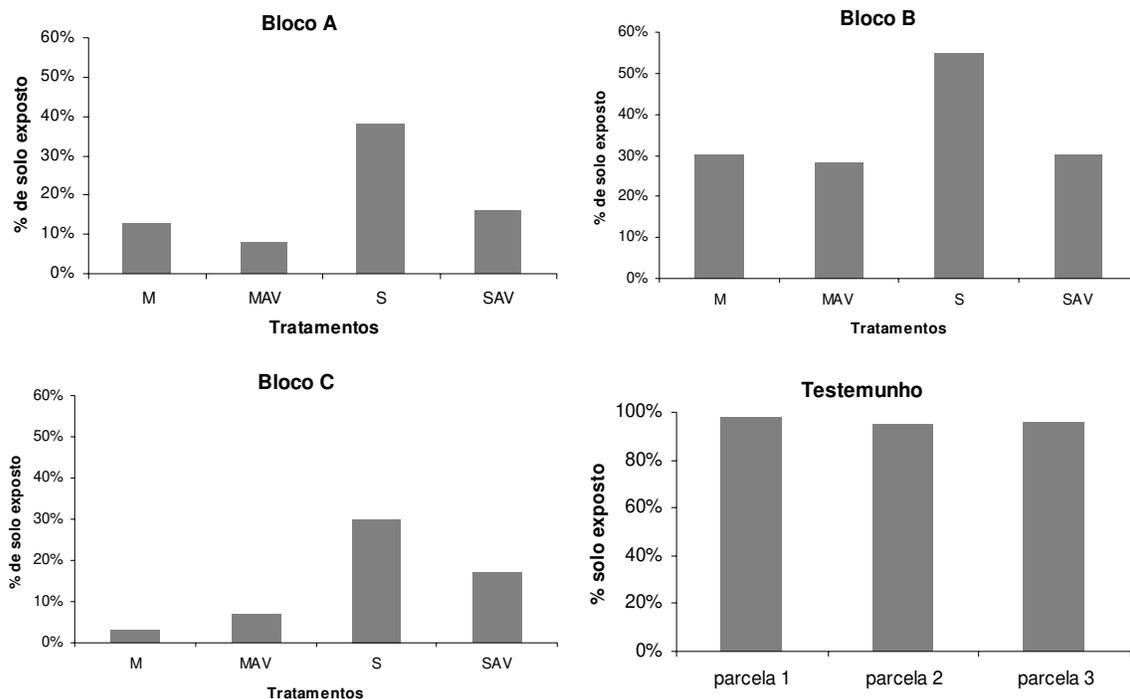


Figura 4. Porcentagem de solo exposto por tratamento, em cada bloco experimental (A, B e C) e no testemunho. Os tratamentos são: M (madeiramento), MAV (madeiramento + adubação verde), S (sulcos) e SAV (sulcos + adubação verde). Os dados foram coletados em agosto de 2005. Ribeirão Grande, SP.

Tabela 3. Médias da porcentagem de solo exposto por tratamento, e por bloco experimental. Os valores de porcentagem foram transformados pelo arcoseno da raiz da porcentagem. Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna não diferem significativamente entre si, a 5%. Os dados foram coletados em agosto de 2005. Ribeirão Grande, SP.

Tratamentos	Médias	Blocos	Médias
M	0,37 ^a	A	0,43 ^a
ML	0,37 ^a	B	0,63 ^b
S	0,69 ^b	C	0,36 ^a
SL	0,47 ^a		

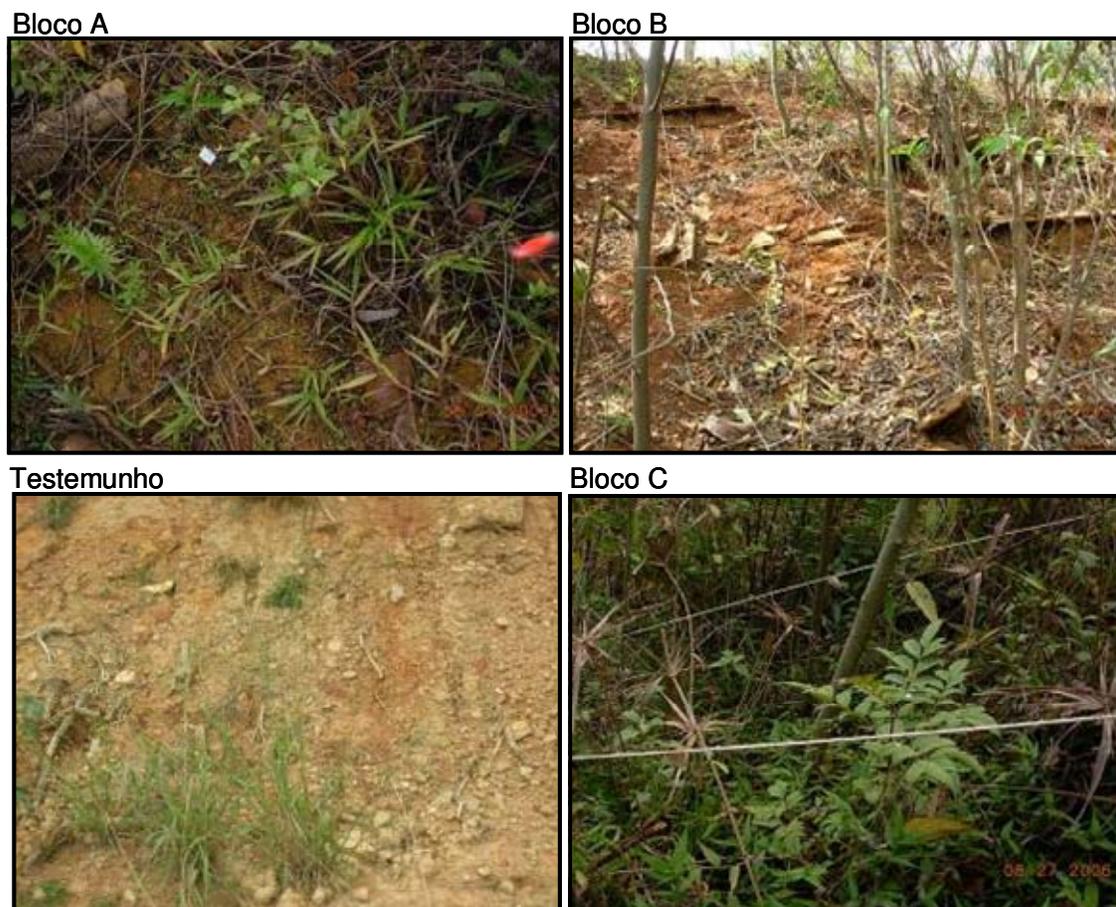


Figura 5. Cobertura do solo dos blocos A, B, C e do testemunho, no sentido horário. Fotos tiradas 20 meses após a implantação do experimento. Agosto de 2006. Ribeirão Grande, SP.

4.1.4. Densidade de indivíduos das espécies de adubação verde

A densidade de indivíduos das espécies de adubação verde não foi significativamente diferente entre os dois tratamentos em que foram semeadas (MAV e SAV) ($gl=1$; $F=0,010$; $p=0,931$). De forma que os tratamentos não diferiram quanto à eficiência de conter a perda de sementes ao longo da face do talude. Em ambos os tratamentos, a densidade de indivíduos de adubação verde foi diferente ao longo do tempo ($gl=7$; $F=11,754$; $p<0,001$), declinando a partir de T4, quando havia $8,12$ indivíduos/ m^2 , e atingindo menos de $1,00$ indivíduo/ m^2 em T14 (Figura 6). Para a densidade de indivíduos das espécies de adubação verde, não foi observada diferença entre os blocos ($gl=2$; $F=0,636$; $p=0,611$).

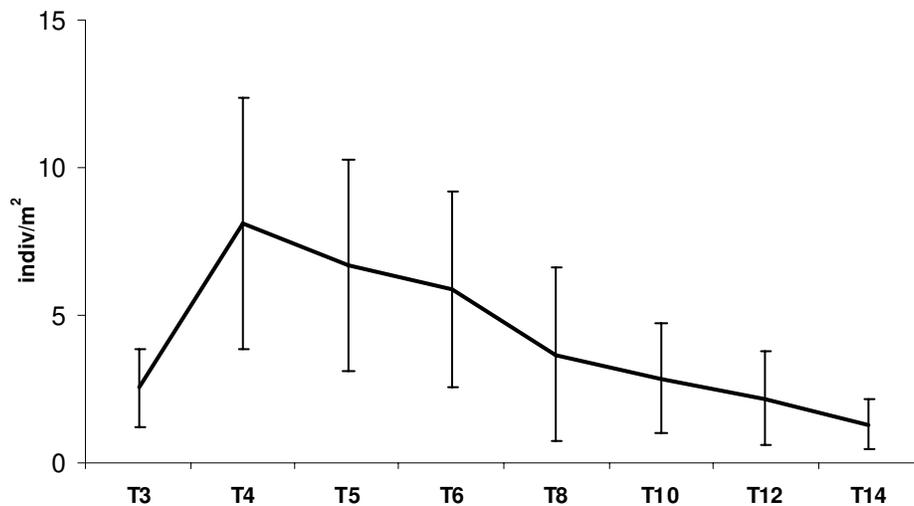


Figura 6. Densidade média de indivíduos (indivíduos/m²) de adubação verde, nos tratamentos MAV e SAV, ao longo do tempo. MAV= Madeiramento + adubação verde; SAV= Sulcos + adubação verde. Dados coletados entre os meses de março de 2005 e fevereiro de 2006, Ribeirão Grande, SP.

4.2. Composição florística da comunidade final

Após 14 meses da implantação do experimento, no mês de fevereiro de 2006, foi realizado um levantamento florístico da comunidade regenerante ao longo de todos os tratamentos do talude onde foi depositado o *topsoil*. Foram amostradas 150 espécies pertencentes a 39 famílias e a um grupo de indeterminadas com quatro morfoespécies (ANEXO 2). Destas, 81 espécies são herbáceas, 26 são lianas, 10 são arbustivas e 33 são arbóreas. A maioria das espécies amostradas foi classificada como ruderal, ou inicial de sucessão (Klein 1979; Cervi 1988).

As espécies mais importantes em termos de densidade e frequência foram as herbáceas *Cyperus rotundus* (Cyperaceae) e *Sida rhombifolia* (Malvaceae), a arbustiva *Ambrosia polystachya* (Asteraceae) e a arbórea *Trema micrantha* (Cannabaceae). É interessante ressaltar que os indivíduos da espécie arbórea *Machaerium stiptatum* (Fabaceae-Faboideae) amostrados, provieram da rebrota de caules e raízes que foram depositados junto com o *topsoil* (Figura 7), assim como um indivíduo da família Lauraceae não identificado, um indivíduo da espécie *Campomanesia neriiflora* (Myrtaceae) e muitos indivíduos de lianas.



Figura 7. Indivíduos jovens de *Cupania vernalis* e de *Piptadenia paniculata* provindos de sementes e um indivíduo de *Machaerium stiptatum* provindo de rebrota, registrados no talude seis meses após a implantação do experimento. Junho de 2005. Ribeirão Grande, SP.



Figura 8. Tratamentos de sulcos (S) e de madeiramento (M), mostrando a diversidade de formas de vida na comunidade regenerante 15 meses após a implantação do experimento. Março de 2006. Ribeirão Grande, SP.

A composição florística de todas as parcelas foi muito dissimilar, com valores sempre maiores que 50 %, nesta última amostragem (T14). A composição florística foi menos dissimilar entre as parcelas pertencentes ao mesmo bloco do que entre parcelas pertencentes ao mesmo tratamento. Os grupos formados pelas parcelas dos blocos B e C foram mais dissimilares entre si, sendo o grupo formado pelas parcelas do bloco A, o mais dissimilar (Figura 9).

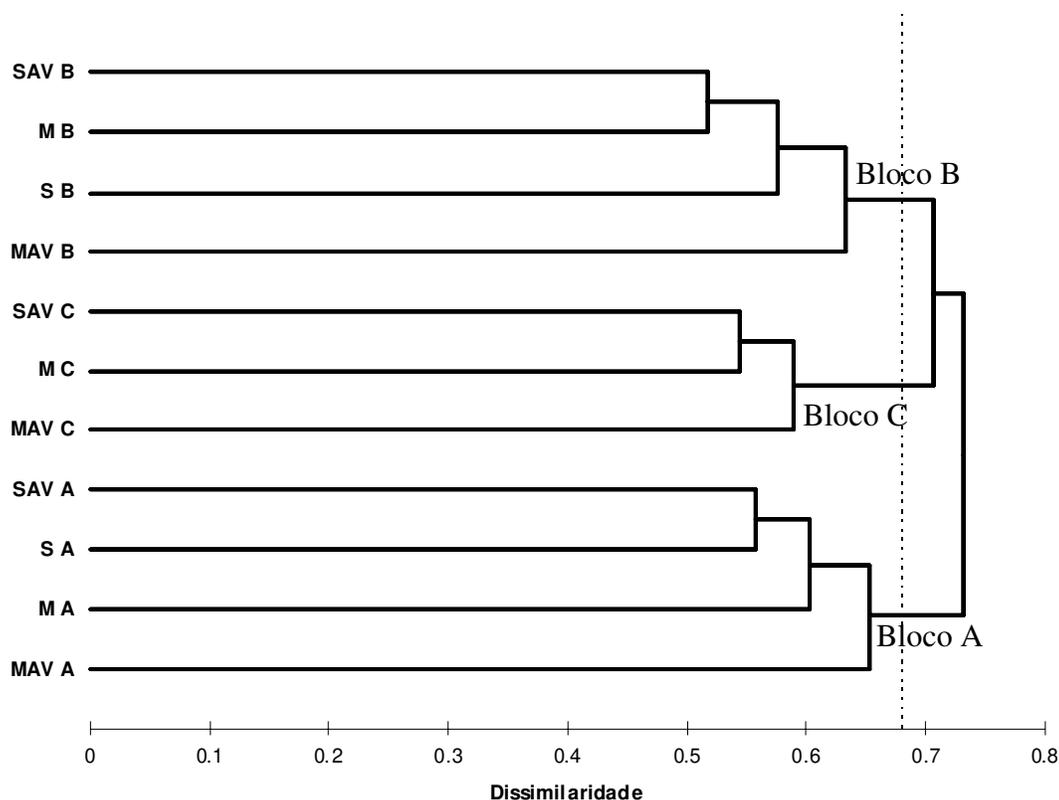


Figura 9. Análise de agrupamento aplicada aos dados de composição florística das comunidades regenerantes nas parcelas experimentais, no tempo T14. O nome das parcelas está representado pelo nome do tratamento seguido de espaço, e o nome do bloco. Os tratamentos são: M (madeiramento), MAV (madeiramento+adubação verde), S (sulcos) e SAV (sulcos + adubação verde). Os blocos são A, B e C. Dados coletados em fevereiro de 2006, Ribeirão Grande, SP.

4.3. Características físico-químicas do solo autóctone (solo do talude)

Os resultados da análise química de fertilidade e análise de textura do solo original do talude, aqui referido como solo autóctone, encontram-se na tabela 4 em anexo (ANEXO 3). Os dois primeiros eixos da PCA aplicada aos dados de características físicas e químicas

do solo autóctone explicaram juntos 67,92 % da variação dos dados. A distribuição dos pontos na área de plotagem não indicou a formação de grupos de parcelas relacionados aos tratamentos nem aos blocos (Figura 10), de modo que as características do solo autóctone do talude não devem explicar as variações observadas na vegetação regenerante (Figura 9).

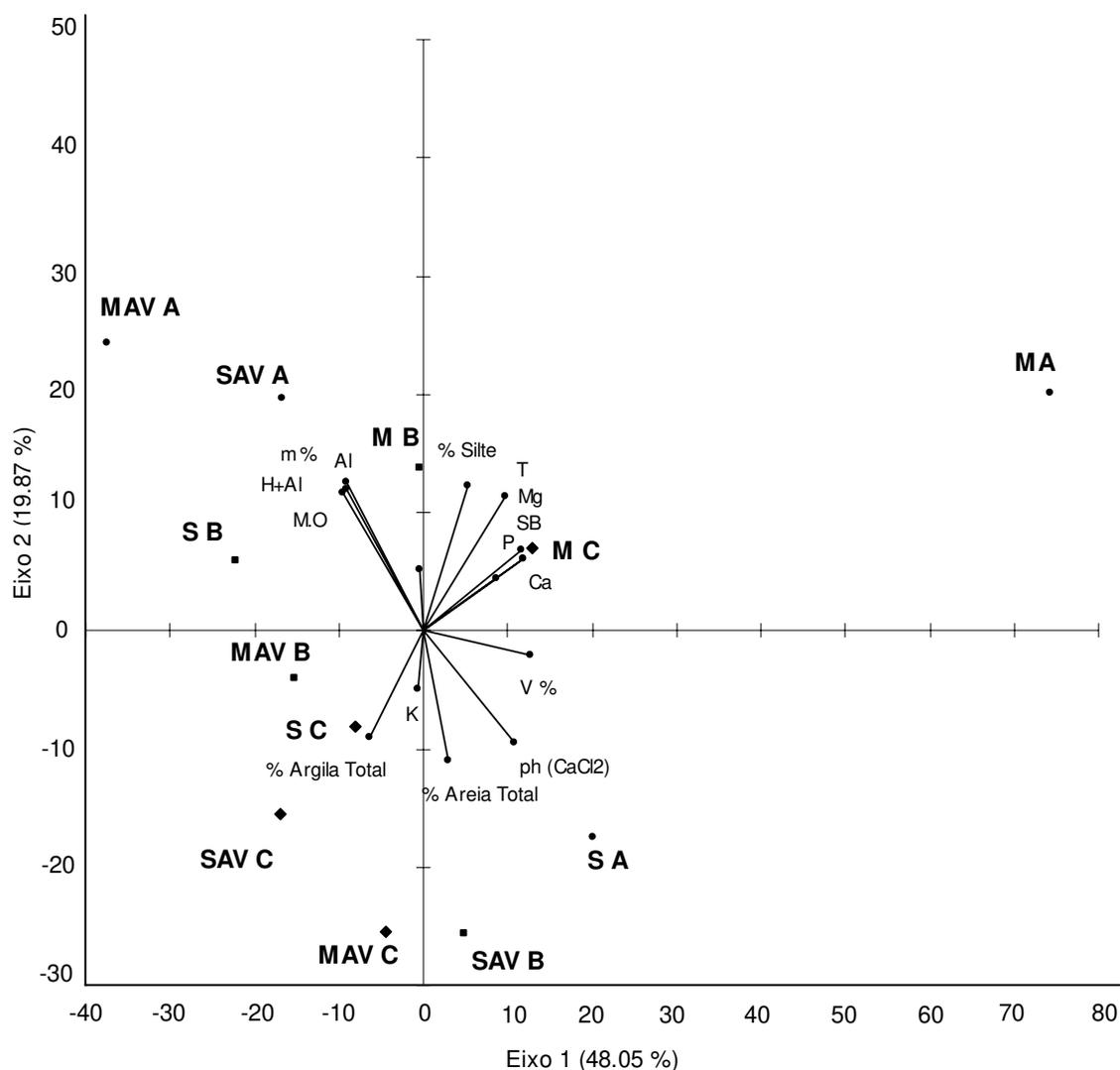


Figura 10. Resultado da análise de componentes principais (PCA-Biplot), para as características químicas e de textura do solo do autóctone do talude. O nome das parcelas está representado pelo nome do tratamento seguido de espaço, e o nome do bloco. Os tratamentos são: M (madeiramento), MAV (madeiramento + adubação verde), S (sulcos) e SAV (sulcos + adubação verde). Os blocos são A, B e C. Dados coletados em fevereiro de 2006. Ribeirão Grande, SP.

4.4. Características físico-químicas do solo alóctone (*topsoil*)

Os resultados da análise química de fertilidade e análise de textura do solo proveniente do *topsoil*, aqui referido como solo alóctone, encontram-se na tabela 5 em anexo (ANEXO 3). A análise de componentes principais (PCA) aplicada aos dados de características químicas e físicas do *topsoil* separou três grupos formados pelas parcelas do mesmo bloco (Figura 11), coincidindo com os grupos formados pela análise de agrupamento aplicada à composição florística da vegetação regenerante (Figura 9). Os eixos 1 e 2 da PCA explicaram juntos, 86,45 % da variação dos dados das características do solo do *topsoil*. A análise agrupou as parcelas em três grupos, coincidentes com os três blocos experimentais. O eixo 1 da PCA, descrito pelo gradiente de fertilidade e teor de alumínio do solo, separou o grupo do bloco A, dos blocos B e C. As parcelas do bloco A apresentam os maiores teores de alumínio e menores valores de fertilidade do solo. Os blocos B e C apresentam solos mais férteis. O eixo 2, descrito pela textura do solo, separou o grupo do bloco B, dos blocos A e C. As parcelas do bloco B apresentaram maiores valores de porcentagem de argila total.

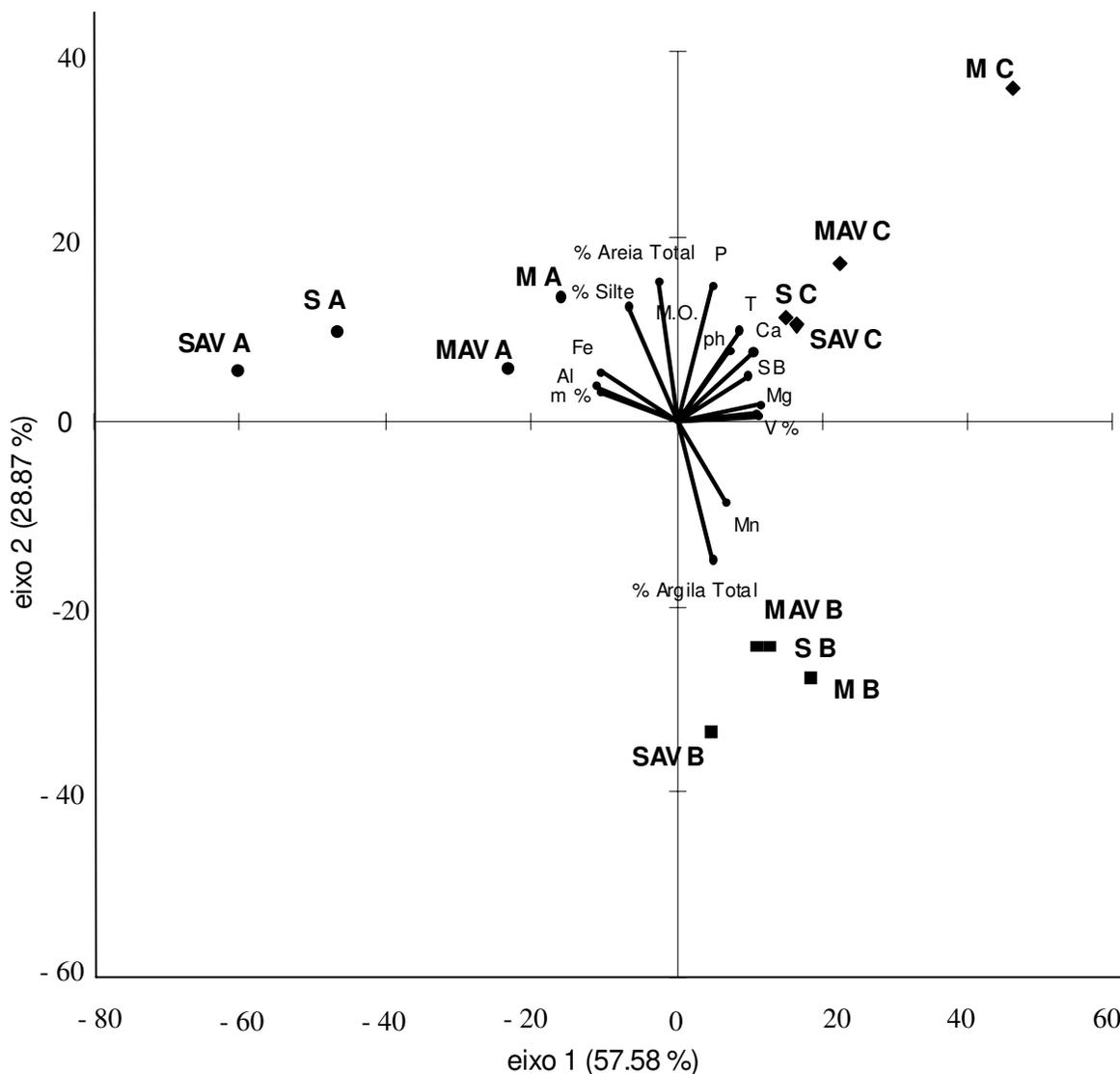


Figura 11. Resultado da análise de componentes principais (PCA-Biplot), para as características químicas e de textura do solo do *topsoil* depositado no talude. O nome das parcelas está representado pelo nome do tratamento seguido de espaço, e o nome do bloco. Os tratamentos são: M (madeiramento), MAV (madeiramento + adubação verde), S (sulcos) e SAV (sulcos + adubação verde). Os blocos são A, B e C. Dados coletados em fevereiro de 2006. Ribeirão Grande, SP.

5. Discussão

5.1. O uso de *topsoil* para a recuperação de taludes e os tratamentos de contenção

As quatro técnicas de contenção do *topsoil* testadas no talude propiciaram um padrão de colonização semelhante, em termos de densidade de indivíduos e composição florística, com valores médios maiores que 10 indivíduos/m², aos quatro meses pós-implantação do experimento. Na área testemunho, onde não foi depositado *topsoil*, a regeneração natural foi inexpressiva, de forma que todos os tratamentos apresentaram, ao longo dos 14 meses, valores de densidade de indivíduos e riqueza de espécies até cinco vezes maiores do que o testemunho. Assim, a regeneração natural na face do talude deve ser insignificante quando não forem utilizadas medidas de recuperação da área mesmo em regiões onde a paisagem é composta por muitos remanescentes florestais, como a área do presente estudo (CCRG 2003; Fundação SOS Mata Atlântica & Inpe 2006).

Moreira (2004), em experimento com *topsoil* aplicado em uma área com declive menor que 30°, não observou a emergência de nenhuma plântula, indicando como causa a perda de sementes e de solo por escoamento superficial. Ozório (2000) observou, em um talude de depósito de estéril, uma densidade média de indivíduos maior do que a observada no presente estudo, aos três meses pós-implantação, porém não observou o estabelecimento de nenhuma plântula, assim como no experimento de Day e Ludeke (1986). Os autores concluíram que a técnica de transplante de *topsoil* não deve ser eficiente quando utilizada para a recuperação de áreas inclinadas e com deficiência de nutrientes no solo autóctone.

Ao contrário destes estudos, o presente experimento constatou uma colonização densa, após 4 meses de implantação do experimento, por uma comunidade que aumentou em densidade de indivíduos ao longo do tempo, em todos os tratamentos de contenção testados. Ao fim de 14 meses, a comunidade regenerante apresentou uma densidade de indivíduos, riqueza de espécies e diversidade de formas de vida, comparável àquelas já registradas em outros estudos sobre o uso de *topsoil* em áreas planas (Tacey & Glossop 1980; Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Walli 1999; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001; Parrota & Knowles 2003; Viani *et al.* 2006; Grant 2006).

Apesar dos tratamentos não terem sido diferentes entre si quanto à densidade e composição da comunidade regenerante, eles o foram quanto à cobertura do solo, que é

fator de extrema importância quando se trata da recuperação de taludes (Snelder & Bryan 1995; Souza e Seixas 2001). Nas parcelas testemunho onde não foi depositado *topsoil*, e onde 95% do solo estava exposto à ação das chuvas, foram observados sinais de erosão laminar. A erosão laminar resulta da concentração do escoamento superficial produzido pela água das chuvas ocasionando a formação de pequenos canais (Foster 1982 *apud* Amorim *et al.* 2001). Os responsáveis por este tipo de erosão são o impacto das gotas de chuva e os escoamentos superficiais que causam o desprendimento e o transporte de sedimentos (Amorim *et al.* 2001). A vegetação presente sobre a superfície do talude nos tratamentos onde foi depositado *topsoil*, deve ter diminuído a erosão laminar por interceptar as gotas de chuva pela folhagem (Snelder & Bryan 1995; Andrés & Jorba 2000; Amorim *et al.* 2001) e por aumentar a rugosidade da superfície do solo, levando à diminuição da velocidade da enxurrada (Cassol *et al.* 2004).

O deslocamento de solo e o escoamento superficial da água das chuvas são fatores que dificultam e podem até impedir a colonização da vegetação (Cerdà & García-Fayos 1997; Bochet & García-Fayos 2004), principalmente por causar a perda de sementes (García-Fayos & Cerdà 1997). Portanto, os tratamentos que proporcionaram menor colonização pela vegetação devem ter sido menos eficientes na contenção do deslocamento de solo e água sobre a face do talude. Nos dois tratamentos onde o solo foi preparado com sulcos (S e SAV), foram registradas as maiores porcentagens de solo exposto, mas somente o tratamento S foi significativamente diferente dos demais. A cobertura proporcionada pelas espécies de adubação verde semeadas aumentou significativamente a cobertura do solo no tratamento SAV em relação ao S, proporcionando uma cobertura do solo semelhante à observada nos tratamentos com madeiramento. Durante a quantificação da porcentagem de cobertura do solo não foi registrada a contribuição de cada espécie e, portanto não foi possível identificar qual a porcentagem de cobertura proporcionada pelas espécies de adubação verde especificamente. No entanto, neste tratamento (SAV) a densidade de indivíduos regenerantes, excluídas as espécies de adubação verde, foi mais semelhante à densidade registrada nos tratamentos com madeiramento do que no outro tratamento com sulcos (S), o que demonstra o papel da adubação verde na cobertura desse tratamento.

Apesar de não ter sido significativamente diferente, a densidade de indivíduos no

tratamento S foi sempre menor que nos demais, inclusive que no SAV, em todos os tempos. Portanto, provavelmente a presença das espécies de adubação verde no tratamento com sulco (SAV) permitiu que houvesse um maior estabelecimento da vegetação regenerante, por aumentar a cobertura do solo, diminuindo a velocidade da água das chuvas sobre a face do talude (Cassol *et al.* 2004) e conseqüentemente aumentando a interceptação das sementes e favorecendo o estabelecimento dos indivíduos (Bochet & García-Fayos 2004). Assim, a cobertura proporcionada pelas espécies de adubação verde deve ter favorecido o estabelecimento da vegetação nativa durante a colonização inicial do talude nas áreas em que o solo foi preparado com sulcos. Como os valores de densidade e cobertura não foram significativamente diferentes entre S e SAV, não se pode concluir sobre a função desempenhada pelas espécies de adubação verde nestes tratamentos, mas os resultados apontam para uma tendência que poderá ser reavaliada em trabalhos futuros. Nos tratamentos em que o solo foi preparado com madeiramento a presença de adubação verde não afetou a porcentagem de cobertura do solo, de modo que M e MAV apresentaram valores semelhantes.

A adubação verde contribui para o incremento de nitrogênio e matéria orgânica no solo (Lassus 1990; Testa 1992; Galantini & Rosell 1997; Lal 1997; Reeves 1997), podendo ser utilizada para promover a ocupação inicial e a recuperação do solo em áreas degradadas. No presente experimento, a densidade de adubação verde implantada foi baixa e não foi aplicada à área toda, apenas em linhas, pois o objetivo da sua utilização era o de aumentar a contenção do *topsoil* depositado sobre o talude. Por este motivo, não foi avaliado o efeito da adubação verde na melhora das condições do solo do talude.

A adubação verde também é muito utilizada como forma de controlar a infestação de plantas daninhas em diversas culturas agrícolas (Fernandes *et al.* 1999; Favero *et al.* 2001; Erasmo *et al.* 2004). Muitas destas plantas consideradas daninhas são espécies herbáceas nativas que foram encontradas em alta densidade na área do presente estudo, como *Cyperus rotundus*, algumas espécies de Asteraceae e espécies dos gêneros *Sida* e *Amaranthus*. Ao contrário destes estudos, a presença de espécies de adubação verde não influenciou a regeneração do banco de sementes, uma vez que não foram identificadas diferenças entre os tratamentos com e sem semeadura de adubação verde. Poucos são os trabalhos que especificam a densidade de sementes utilizada, mas a maioria aponta que há o

recobrimento total da área onde é feito o controle (Favero *et al.* 2001; Azevedo *et al.* 2004). Em estudo sobre o efeito de diferentes densidades de semeadura foi verificada a inibição das plantas daninhas apenas quando a densidade das espécies de adubação verde foi superior a 80 sementes/m² (Fernandes *et al.* 1999), densidade esta duas vezes maior do que a utilizada no presente trabalho. Possivelmente, a baixa densidade utilizada não foi suficiente para inibir a comunidade regenerante e pode ser utilizada em medidas de recuperação sem afetar as espécies herbáceas ruderais, que foram as responsáveis pela colonização inicial do talude, assim como observado por outros estudos (Castellani & Strubblebine 1993; Martins *et al.* 2002; Gonçalves *et al.* 2003).

O declínio da densidade de indivíduos de adubação verde ao longo do tempo deve estar relacionado ao aumento do sombreamento causado pela ocupação pelos indivíduos regenerantes do *topsoil*. As espécies de adubação verde utilizadas são heliófilas e, portanto não tolerantes ao sombreamento. Este declínio em densidade mostra a tendência de estas espécies saírem do sistema, o que é desejado, pois a maioria delas é exótica à flora da região de estudo. No entanto, ao longo do período monitorado estas espécies de adubação verde completaram um ciclo reprodutivo e produziram sementes que poderão vir a causar uma nova infestação na área experimental. Seria necessário um acompanhamento durante o próximo ciclo de chuvas para verificar se não ocorrerá uma re-infestação por estas espécies e avaliar a necessidade de medidas de manejo.

Nos tratamentos com madeiramento (M e MAV), a declividade original do talude foi amenizada pela construção dos terraços, onde o solo fica exposto apenas nas superfícies planas dos patamares, que é onde a vegetação deve se estabelecer. Como a erosão laminar está diretamente relacionada à declividade do terreno, ao comprimento da face do talude (Cerdà & Gracia-Fayos 1997; Amorim *et al.* 2001; Cassol *et al.* 2004), e à velocidade da enxurrada (Cassol *et al.* 2004), a formação destes terraços deve ter resultado em menor deslocamento de solo e conseqüente maior estabelecimento da vegetação (Bochet & García-Fayos 2004). Em contraposição, nos tratamentos de sulcos a vegetação teve que se estabelecer sobre a declividade original do talude sofrendo provavelmente maiores perdas de solo e de sementes devido ao maior escoamento de água na sua superfície. Assim, os tratamentos de madeiramento proporcionaram uma maior cobertura do solo pela vegetação e, portanto deverão propiciar maior proteção ao solo do talude, uma vez que a porcentagem

de cobertura vegetal é um fator diretamente relacionado e inversamente proporcional às taxas de erosão (Elwell & Stocking 1976; Snelder & Bryan 1995).

5.2. Efeitos do método de coleta do *topsoil* na comunidade regenerante

A profundidade de coleta da camada de *topsoil* (de aproximadamente 30 cm) foi maior do que a recomendada por outros estudos (Rokich *et al.* 2000; Zhang *et al.* 2001; Nave 2005; Viani *et al.* 2006). Rokich *et al.* (2000) observaram menor densidade de indivíduos e menor riqueza quando o *topsoil* foi coletado até 30 cm de profundidade, quando comparado com uma profundidade de coleta de 10 cm. A deposição de grandes camadas de *topsoil* resulta na diluição do banco de sementes, que está contido principalmente nos primeiros 5 cm do solo, fazendo com que muitas sementes fiquem enterradas dificultando sua germinação (Bekker *et al.* 1998; Rokich *et al.* 2000). Possivelmente, a espessura da camada coletada foi o motivo da menor densidade média de indivíduos encontrada neste trabalho, em comparação com o trabalho de Viani *et al.* (2006), que coletou apenas 10 cm de profundidade de *topsoil*, em experimento na mesma área de estudo. O motivo da profundidade de *topsoil* ter sido maior que a recomendada, foi o uso de máquina retro-escavadeira para a coleta do *topsoil* em uma área de topografia muito acidentada. Apesar do uso de maquinário representar menor precisão da profundidade coletada de *topsoil* do que a coleta manual, ela viabiliza a implantação de projetos em grande escala. Além de trazer junto com o solo pedaços de troncos e raízes com potencial de rebrota, que podem incrementar a riqueza da comunidade (Kammesheidt 1998; Rodrigues *et al.* 2004), como observado no presente estudo.

Provavelmente, a grande diferença de densidade de indivíduos verificada entre os blocos foi resultado da deposição de uma camada de solo mais profunda nas parcelas do bloco B. A diferença de textura do solo neste bloco B é um indício da maior profundidade de coleta do *topsoil*, pois a porcentagem de argila total aumenta com a profundidade do solo (Vieira 1997). Portanto, com o uso de maquinário há o risco de serem coletadas camadas muito profundas que podem comprometer o sucesso da recuperação ou a velocidade de recobrimento da área pela vegetação regenerante. No entanto, a elevada densidade de indivíduos e o rápido recobrimento da área das parcelas dos blocos A e C

indicam que é viável a recuperação de taludes a partir do *topsoil* coletado com maquinário.

A utilização de máquinas para a coleta representa um menor custo e maior rapidez na implantação do projeto de recuperação do que quando a coleta é manual, o que deve superar as vantagens do maior cuidado proporcionado pela coleta manual. É preciso fazer um balanço do custo/benefício de cada uma das formas de coleta do *topsoil* de acordo com os objetivos pré-determinados do projeto. Para projetos em larga escala e/ou em áreas muito declivosas, o uso de maquinário certamente representa uma melhor relação custo/benefício, mesmo que o recobrimento total da área possa ser mais demorado. De modo geral, apesar da densidade de indivíduos média ter sido menor do que a encontrada em outros trabalhos, ela foi satisfatória para o objetivo proposto de cobertura do talude em curto espaço de tempo, além de prover maior riqueza de espécies em comparação com o observado por Gisler (1995) e por Nave (2005).

5.3. A comunidade regenerante a partir do *topsoil*

De forma geral, podemos descrever uma seqüência de regeneração natural a partir do *topsoil*, com a colonização se iniciando principalmente por espécies herbáceas das famílias Cyperaceae, Malvaceae e Asteraceae, seguidas de espécies arbustivas, como *Ambrosia polystachya* (Asteraceae), concomitantemente com a espécie arbórea *Trema micrantha* (Cannabaceae). Ao longo do tempo monitorado houve um aumento do número de espécies e a substituição gradual das formas de vida, o que caracteriza o processo de sucessão de espécies (Whitmore 1989), também observado em outros trabalhos que avaliaram a regeneração a partir do *topsoil* (Tacey & Glossop 1980; Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001; Viani *et al.* 2006; Grant 2006).

A colonização inicial foi realizada por espécies de ampla distribuição, das quais algumas invasoras de culturas agrícolas, como já descrito para outras formações tropicais em fase inicial de sucessão secundária florestal (Castellani & Strubblebine 1993; Martins *et al.* 2002; Souza *et al.* 2006; entre outros). No banco de sementes de florestas tropicais, de 75 a 99% do número de sementes pertence a espécies herbáceas (Garwood 1989; Baidar *et al.* 2001; Alvarez-Aquino *et al.* 2005; Souza *et al.* 2006). Estas porcentagens aumentam em florestas que sofreram alterações pela agricultura de corte e queima (Dupuy & Chazdon

1998) como no presente caso da floresta de origem do *topsoil*. Baider *et al.* (2001), em uma Floresta Montana secundária localizada próxima à área do presente estudo, observaram que o banco de sementes era dominado por espécies herbáceas pertencentes aos mesmos gêneros aqui encontrados: *Vernonia*, *Ambrosia*, *Eupatorium* (Asteraceae), *Solanum* (Solanaceae) e *Sida* (Malvaceae), que são gêneros comuns em áreas recém abandonadas. Estas espécies herbáceas ruderais que primeiro iniciam a colonização e cobertura são as grandes responsáveis pela estabilização do solo em medidas de recuperação de áreas de encostas (Gonçalves *et al.* 2003).

As espécies de lianas, muitas vezes observadas como importantes colonizadoras de áreas abertas (Castellani & Strubblebine 1993; Capers *et al.* 2005) e áreas degradadas (Shono *et al.* 2006), não foram tão importantes durante a fase inicial de colonização do presente talude. Possivelmente, a menor densidade de lianas no presente trabalho está relacionada à formação do banco de sementes na floresta de origem do *topsoil*, onde não se observam grandes populações de lianas apesar do histórico de perturbação da área. No entanto, durante o curto período de acompanhamento a densidade e riqueza das lianas aumentaram gradualmente, de modo que a sua importância ainda pode vir a aumentar ao longo do tempo.

As espécies arbustivo-arbóreas colonizadoras foram principalmente espécies de ampla distribuição consideradas pioneiras e algumas poucas espécies consideradas não pioneiras. Espécies não pioneiras como, por exemplo, *A. triplinervea*, *C. vernalis*, *M. aculeatum*, *C. trichotoma*, *T. hystrix*, *C. neriiflora*, *C. gonocarpum*, *M. nyctitans*, *S. boplandii*, foram amostradas concomitantemente com as pioneiras desde o quinto até o 14º mês. Este padrão de aparecimento de não pioneiras durante os primeiros meses da sucessão secundária inicial já foi observado por outros estudos (Quintana-Ascencio *et al.* 1996; Hooper *et al.* 2004; Rodrigues *et al.* 2004; Duncan 2006; Dupuy & Chazdon 2006). A espécie arbórea de maior densidade foi a pioneira *Trema micrantha*, que está entre as espécies mais comumente encontradas no banco de sementes de florestas tropicais (Roizman 1993; Rodrigues 1995; Gandolfi *et al.* 1995; Quintana-Ascencio *et al.* 1996; Durigan *et al.* 1997; Grombone-Guaratini 2002; Baider *et al.* 2001; Alvarez-Aquino *et al.* 2005) e de áreas restauradas (Sorreato 2002). Sua regeneração é rápida e abundante ocorrendo durante o primeiro ano após a perturbação podendo formar grandes maciços

principalmente em áreas perturbadas (Kammesheidt 1998; Kageyama & Gandara 2004; Souza *et al.* 2006), como observado no presente estudo. Esta e outras espécies pioneiras têm uma função adicional durante a colonização inicial, desempenhada pela grande produção de serapilheira resultante de suas elevadas taxas de crescimento (Martins & Rodrigues 1999). Esta serapilheira é depositada contribuindo para a cobertura do solo e conseqüentemente para o controle da erosão sobre a face do talude (Bochet *et al.* 2000).

A maioria das espécies arbóreas registradas durante estes 14 meses está presente como indivíduo adulto na floresta de onde foi retirado o *topsoil* (CCRG 2003). Esta área é uma floresta secundária com aproximadamente 25 anos de idade que deve estar entre os estágios 2 e 3 de sucessão, sugeridos por Finegan (1996) e Guariguata & Ostertag (2001), onde dominam pioneiras de ciclo de vida curto e longo. No entanto, as espécies amostradas na área experimental compreenderam uma proporção muito baixa da composição florística daquela floresta. As espécies arbóreas mais importantes na comunidade regenerante da área experimental, em termos de densidade, não são as mesmas da floresta de origem do *topsoil*, como também observado por outros estudos sobre o uso do *topsoil* na recuperação (Koch & Ward 1994; Grant 2006). Isto ocorre porque as sementes estocadas no banco de sementes de florestas tropicais são principalmente pioneiras (Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Bekker *et al.* 1998; Dalling *et al.* 1998b; Baider *et al.* 1999; Baider *et al.* 2001; Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002; Nave 2005) que devem germinar principalmente no primeiro ano pós-distúrbio (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990; Bakker *et al.* 1996; Dailling *et al.* 1998). Portanto, o recrutamento das espécies pioneiras de ciclo de vida longo e das tardias da sucessão, que deverão formar a comunidade adulta da floresta, dependerá da chuva de sementes (Guariguata & Ostertag 2001; Campos & Souza 2003; Hooper *et al.* 2004; Shono *et al.* 2006).

Uma das barreiras à regeneração natural em áreas tropicais abandonadas é a baixa taxa de dispersão das sementes a partir dos remanescentes florestais ocorrentes na paisagem, para estas áreas abertas (Zimmerman *et al.* 2000; Wijdeven & Kuzee 2000; Cubina & Aide 2001). Em paisagens pouco florestadas ou muito degradadas pode ser necessário que o uso de *topsoil* venha acompanhado de medidas de manejo que promovam o enriquecimento da comunidade com espécies secundárias e tardias (Holmes 2001). O enriquecimento pode ser realizado por meio de diferentes técnicas, como o plantio de

mudas (Tacey & Glossop 1980), a semeadura direta de enriquecimento (Camargo *et al.* 2002; Araki 2005; Soares 2007), ou o uso do banco de plântulas alóctone (Viani *et al.* 2006). A necessidade deste tipo de intervenção somente poderá ser verificada se houver um monitoramento contínuo da área em recuperação (Block *et al.* 2001; Ruiz-Jaen & Aide 2005; SREI 2006; Feest 2006), que avalie a composição do estrato de regeneração procurando verificar a ocorrência de espécies secundárias e tardias da sucessão, que configurem o enriquecimento gradual da área.

5.4. Comparação com outras técnicas de recuperação de áreas degradadas e taludes

A técnica de transplante de *topsoil* obteve no presente estudo valores de densidade de indivíduos maiores que o observado em plantios mistos de mudas, onde é implantada uma densidade média de 0,1 indivíduos/m² a 0,6 indivíduos/m² (Kanowski *et al.* 2003; Nave 2005) ou menor (Almeida 2002), dependendo do espaçamento utilizado entre as mudas. Nestes plantios mistos convencionais espera-se que a formação do dossel de arbóreas implantadas propicie a chegada e o estabelecimento das demais formas de vida ocorrentes na floresta (Kanowski *et al.* 2003; Rodrigues & Gandolfi 2004), e seu aumento de densidade ao longo do tempo. No entanto, Sorreano (2002) avaliando áreas restauradas através do plantio de mudas, com idades maiores que 42 anos, observou uma densidade de 4,7 plântulas/m² entre 0,30 e 1,30 m de altura, das diferentes formas de vida, valores estes menores do que os observados no presente estudo 14 meses após a deposição do *topsoil*. Considerando a regeneração natural e as espécies implantadas, a autora encontrou valores de riqueza entre 48 e 96 espécies, incluindo todas as formas de vida, valores estes também menores do que os observados no presente estudo.

Dependendo da técnica de recuperação utilizada, a proporção das formas de vida que constituirão a comunidade poderá ser diferente. Em áreas recuperadas através do plantio de mudas a proporção de espécies arbóreas será maior (Sorreano 2002; Kanowski *et al.* 2003; Rodrigues & Gandolfi 2004; Viani *et al.* 2006) do que em áreas recuperadas com o uso de *topsoil* (e.g. Gisler 1995; Nave 2005). Entretanto, a contribuição das demais formas de vida, como lianas, herbáceas e arbustivas, será maior quando utilizada a técnica de transplante de *topsoil* (Koch & Ward 1994; Gisler 1995; Holmes 2001). Assim,

diferentes métodos de recuperação permitirão atingir diferentes objetivos e, portanto a escolha do método deverá estar de acordo com o objetivo da recuperação e com a disponibilidade de *topsoil* ou mudas na região.

Para o caso específico de taludes, onde o objetivo funcional é a proteção do solo contra a erosão, historicamente a técnica utilizada tem sido a revegetação com espécies de rápido crescimento e grande cobertura. Dentre as técnicas utilizadas estão a hidrosemeadura de sementes de gramíneas ou outras espécies herbáceas, o uso de biomanta e a cobertura do solo com palhada ou *mulch* (Muzzi *et al.* 1997; Brofas & Varelides 2000; Montoro *et al.* 2000; Petersen *et al.* 2004). Nenhuma destas técnicas tem como objetivo restaurar a comunidade vegetal e os processos ecológicos nela envolvidos, mas sim apenas prover uma rápida cobertura do solo. Em taludes muito inclinados ou em áreas de alto risco, como a beira de estradas, a recuperação de uma comunidade arbórea pode não ser desejável e, portanto estas técnicas estarão de acordo com o objetivo proposto.

No entanto, muitos taludes construídos estão localizados em depósitos de estéril ou em áreas já exploradas pela mineração, em locais remotos onde não serão mais desenvolvidas atividades (Ozório 2000; Almeida 2002; Moreira 2004). Nestes casos, pode ser desejável proporcionar a regeneração de uma comunidade composta por espécies arbóreas, que fique mais integrada à paisagem. Portanto, em regiões onde há disponibilidade de *topsoil*, a sua aplicação junto a medidas de contenção em taludes localizados em áreas remotas, pode ser a técnica mais apropriada para promover a recuperação da área.

6. Conclusões

- É possível utilizar o *topsoil* como método de recuperação de taludes de depósito de estéril;
- As técnicas de contenção testadas não influenciaram a composição florística e densidade de indivíduos da comunidade regenerante;
- A técnica de sulcos (S) apresentou a maior porcentagem de solo exposto e, portanto a menor proteção contra a erosão;
- Na técnica de sulcos, a presença de adubação verde incrementou a cobertura do solo durante a colonização inicial da área;

- Na técnica de madeiramento, a presença de adubação verde não influenciou a proteção do solo. Portanto a semeadura é desnecessária quando utilizada esta técnica;
- As espécies de adubação verde diminuíram em densidade ao longo do tempo, tendendo a sair do sistema. Portanto, o uso de adubação verde deve ter como foco auxiliar a colonização apenas na primeira estação de crescimento;

7. Recomendações

Para a recuperação de taludes com 30° de inclinação, localizados em áreas remotas, recomenda-se o uso do *topsoil* junto à técnica de madeiramento (M) ou à técnica de sulcos mais adubação verde (SAV) para a sua contenção.

No caso de taludes com inclinação menor ou em áreas que oferecem pouco risco, pode-se optar pela técnica dos sulcos, a qual demandou menor investimento inicial e proporcionou também uma boa cobertura do solo, com densidade de indivíduos semelhante aos demais tratamentos.

No caso de taludes há a necessidade de que a cobertura do solo seja rápida, portanto é importante que a camada de *topsoil* coletada não seja muito profunda (maior que 30 cm), evitando o risco de se obter baixas densidades de indivíduos na comunidade regenerante. Quando a coleta for realizada com o uso de máquina retro-escavadeira, deve-se aumentar a atenção quanto à profundidade da camada de *topsoil* coletada, para que esta não ultrapasse 30 cm.

Para se evitar que haja grande heterogeneidade da comunidade regenerante ao longo da área total em recuperação, pode-se homogeneizar todo o *topsoil* coletado antes de depositá-lo na área a ser recuperada.

ANEXO 1

Lista das espécies arbóreas amostradas no talude em todos os tratamentos, durante os 14 meses de acompanhamento. Para cada espécie está indicada sua classificação sucessional (CS) como pioneira (P), não pioneira (NP) e não classificada (Nc), inclusive exóticas (Ex). As espécies estão ordenadas de acordo com o aparecimento, ao longo do tempo.

Família	Espécie	Nome popular	CS	T3	T4	T5	T6	T8	T9	T12	T14
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Aleluiero	P	x	x	x	x	x	x	x	X
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Guapuruvu	P	x	x				x	x	X
Indeterminada	Indet. 1		Nc		x						
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> Blume	Pau pólvora	P		x	x	x	x	x	x	X
Fabaceae-Faboideae	<i>Machaerium stiptatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvina	P		x	x	x	x	x	x	X
Indeterminada	Indet. 2		Nc		x	x	x			x	X
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> Mart.	Pau jacaré	P			x				x	X
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	Mata pasto	P			x					
Solanaceae	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	Fumo bravo	P			x	x	x	x	x	X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervea</i> (Spreng) Muell. Arg.	Tapiá	NP			x	x	x		x	X
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Camboatã	NP				x		x	x	X
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp1		NP				x	x			
Fabaceae-Faboideae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Jacarandá bico-de-pato	NP				x				
Fabaceae-Faboideae	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Coração de negro	P				x				X
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	Arranha gato	P				x	x		x	X
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita cavalo	P				x				
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz et Pav.) Mez.	Capororoca	P					x	x	x	X
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	P					x		x	X
Indeterminada	Indet. 6		Nc					x			
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica de porca	P					x		x	X
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp	Eucalipto	Ex						x	x	X
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	Louro pardo	NP						x	x	

Família	Espécie	Nome popular	CS	T3	T4	T5	T6	T8	T9	T12	T14
Lauraceae	Indet. 5		Nc						x	x	
Myrtaceae	Indet. 4		Nc						x		
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenteira	P							x	X
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Leitero	NP							x	X
Myrtaceae	<i>Campomanesia neriiflora</i> (O Berg) Niedo		NP							x	X
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro bravo	P							x	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		NP							x	
Solanaceae	<i>Solanum cf inequale</i> Vell.	Belonha	P							x	x
Solanaceae	<i>Solanum cf paranense</i> Dusén		P							x	x
Fabaceae-Faboideae	<i>Lonchocarpus cf campestris</i> Mart. ex Benth. <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.)	Rabo de macaco	P							x	x
Fabaceae-Mimosoideae	Morong	Orelha de negro	P							x	
Urticaceae	<i>Cecropia patchystachia</i> Trécul.	Embaúba	P								x
Euphorbiaceae	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.		P						x		
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	P								x
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp1		P								x
Solanaceae	<i>Solanum variable</i> Mart.		P								x
Fabaceae-Faboideae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	NP							x	
Moraceae	<i>Sorocea boplandii</i> Burger	Falsa espinheira santa	NP								x
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Cassia bicapsulares</i> L.	Canudo de pito	P								x
Cannabaceae	<i>Celtis spinosa</i> Spreng.	Grão de galo	P								x
Riqueza total				2	6	8	12	11	12	25	28

ANEXO 2

Lista das espécies amostradas durante o levantamento florístico realizado em fevereiro de 2006. A presença das espécies nas parcelas está indicada por um “x”. As espécies estão ordenadas por ordem alfabética da família, seguida da espécie. Para aquelas espécies em que foi encontrada na literatura uma classificação sucessional, estão indicadas na coluna CS como: pioneira (P), não pioneira (NP), não classificada (Nc) e outros termos indicados. O material coletado será depositado no herbário ESA segundo número do coletor indicado (Jakovac, A.C.C.). Os tratamentos são: M=Madeiramento; MAV= Madeiramento+adubação verde; S=Sulco; SAV=Sulco+ adubação verde.

	Nome popular	Forma de vida	CS	n° de coleta	Bloco A				Bloco B				Bloco C		
					MAV	M	S	SAV	MAV	M	S	SAV	MAV	M	SAV
Amaranthaceae															
		herbácea		45	x										
		herbácea	erva ruderal	138											x
		liana	NP	132					x	x					
Anacardiaceae															
	Aroeira pimenteira	arbórea	NP		x	x									x
Apocynaceae															
		liana		181											x
	Leiteiro	arbórea	NP						x		x	x			x
Asteraceae															
		herbácea	NP	31	x	x	x	x			x				x
		arbustiva	ruderal	127	x	x							x		
		arbustiva	ruderal	182	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		arbustiva	ruderal	22						x	x	x			
		herbácea		83	x						x				
		arbustiva	P	60			x								
		arbustiva	P	53		x	x		x	x	x	x	x	x	x
		arbustiva	P	30	x	x	x		x	x	x	x			x
		herbácea	erva ruderal	185	x	x		x	x	x	x	x			x

	Nome popular	Forma de vida	CS	n° de coleta	Bloco A				Bloco B				Bloco C		
					MAV	M	S	SAV	MAV	M	S	SAV	MAV	M	SAV
Boraginaceae															
	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	herbácea	NP	38				x	x				x	x	x
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	Louro pardo arbórea	NP						x						
	<i>Heliotropium transalpinum</i> Cham.	herbácea	NP	91									x	x	x
Cannabaceae															
	<i>Celtis spinosa</i> Spreng.	Grão de galo arbórea	NP	112										x	
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crindiúva arbórea	P		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cannaceae															
	<i>Canna</i> sp	herbácea		190				x	x	x	x	x	x	x	x
Caryophyllaceae															
	<i>Silene cf armenia</i> L.	herbácea	Introduzida	108	x						x				
Convolvulaceae															
	<i>Dichondra</i> sp	herbácea		70					x	x	x	x			
	<i>Ipomea cairica</i> (L.) Sweet.	liana	NP	143										x	
	<i>Ipomea cf saopaulista</i> O'Donell	liana		144									x	x	x
	<i>Ipomea cymanchifolia</i> Meisn	liana		109					x	x	x	x			
	<i>Ipomea indica</i> (Brumf.) Mem.	liana		107				x					x	x	x
Cucurbitaceae															
	<i>Melothria cucumis</i> Vell.	liana		145						x					
	<i>Sechium edule</i> Sw.	Chuchú liana		146			x							x	
	<i>Wilbrandia cf hibiscoides</i> Manso	liana		147											x
Cyperaceae															
	<i>Bulbostylis</i> sp1	herbácea		59				x						x	
	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	herbácea		68					x						
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	herbácea	erva ruderal	150	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

	Nome popular	Forma de vida	CS	n° de coleta	Bloco A				Bloco B				Bloco C		
					MAV	M	S	SAV	MAV	M	S	SAV	MAV	M	SAV
Mimosoideae															
<i>Piptadenia gonoacantha</i> Mart.	Pau jacaré	arbórea	NP									x	x		x
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	Arranha gato	arbórea	NP								x	x		x	x
<i>Pithecollobium</i> sp		arbórea	Nc							x					
Gleicheniaceae															
<i>Sticherus</i> sp		herbácea		151					x	x					
Lamiaceae															
<i>Hyptis umbrosa</i> Salzm. Ex Benth		herbácea	NP	92											x
Hypoxidaceae															
<i>Hypoxis cf decumbens</i> L.		herbácea		63			x						x		x
Malvaceae															
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	arbórea	P												x
<i>Pavonia communis</i> A. St.-Hil.		arbustiva	erva ruderal	152									x		
<i>Sida carpinifolia</i> L.f.	Guaxuma	herbácea	erva	155	x		x	x		x		x	x	x	x
<i>Sida planicaulis</i> Cav.		herbácea	erva	49		x			x					x	
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Guaxuma	herbácea	erva	153	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sida</i> sp1		herbácea		104									x		
<i>Sida</i> sp2		herbácea		154						x	x	x		x	x
<i>Sida</i> sp3		herbácea		156										x	
<i>Sida</i> sp4		herbácea		14	x										
Marantaceae															
<i>Maranta</i> sp		herbácea		157				x					x	x	
Melastomataceae															
<i>Miconia</i> sp		arbórea	Nc	51		x									
<i>Tibouchina</i> sp		arbórea	P		x	x	x		x	x					
Menispermaceae															
<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.		liana	NP	158								x	x	x	x

	Nome popular	Forma de vida	CS	n° de coleta	Bloco A				Bloco B				Bloco C			
					MAV	M	S	SAV	MAV	M	S	SAV	MAV	M	SAV	
		herbácea		35			x	x								
		herbácea	erva ruderal	79					x					x	x	
		herbácea		166									x			
		herbácea		69					x							
	Capim rabo de burro	herbácea	erva ruderal	27			x	x	x		x		x			
		herbácea		167	x									x	x	
		herbácea	NP/introduzida	168								x				
		herbácea		82							x					
Polygalaceae																
		herbácea	NP	95		x							x	x	x	
Portulacaceae																
		herbácea	erva ruderal	170							x					
Pteridaceae																
		herbácea		72					x							
		herbácea		173					x							
		herbácea		171									x			
Rosaceae																
		liana	NP	135							x		x			
		herbácea	NP	174					x	x			x	x		
Rutaceae																
	Mamica de porca	arbórea	NP						x	x		x				
Sapindaceae																
	Camboatã	arbórea	NP						x	x	x	x	x	x	x	
	Terereca	liana		136						x			x	x	x	
Smilacaceae																
		liana		137	x											

	Nome popular	Forma de vida	CS	n° de coleta	Bloco A				Bloco B				Bloco C		
					MAV	M	S	SAV	MAV	M	S	SAV	MAV	M	SAV
Solanaceae															
		herbácea		176										x	
	Maria preta	herbácea	erva ruderal	67					x		x			x	x
		arbórea	P		x				x						
		arbórea	P			x									x
		arbustiva	Sub-bosque	175						x				x	x
	Fumo bravo	arbórea	P		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		arbórea	P				x		x	x	x	x	x		x
Thelypteridaceae															
		herbácea		57		x			x	x		x	x	x	x
		herbácea		105					x						x
Urticaceae															
		arbustiva	P	65					x						
	Embaúba	arbórea	P							x	x		x	x	
		herbácea		84							x				
Verbenaceae															
		herbácea	erva ruderal												x
		herbácea		177										x	x
		herbácea		178										x	
Indeterminadas															
	Indeterminada	herbácea	Nc	56		x									
	Indeterminada	herbácea	Nc	179										x	
	Indeterminada	herbácea	Nc	180							x				
	Indeterminada	arbórea	Nc							x	x				

ANEXO 3

Tabela 4. Resultados analíticos de solo dos substratos provenientes do solo do talude (solo autóctone), apresentados por parcela experimental. Os tratamentos são: M= Madeiramento; MAV= Madeiramento + adubação verde; S= Sulco; SAV= Sulco + adubação verde. M.O.= matéria orgânica; T (CTC)= capacidade de troca catiônica a ph 7,0; V= índice de saturação de bases e m= índice de saturação de alumínio. Amostras coletadas em fevereiro de 2006, em Ribeirão Grande, SP.

Bloco	Tratamento	ph	M.O.	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	V %	m %	% Areia Total	% Silte	% Argila Total
		CaCl ₂	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³												
A	M	5.40	10.00	3.00	0.40	110.00	21.00	0.00	16.00	131.40	147.40	89.00	0.00	6.67	34.33	59.00
B	M	4.30	11.00	1.00	0.30	16.00	4.00	4.00	31.00	20.30	51.30	40.00	16.00	5.00	35.00	60.00
C	M	4.60	31.00	4.00	0.60	35.00	5.00	3.00	38.00	40.60	78.60	52.00	7.00	6.10	29.90	64.00
A	MAV	3.80	11.00	1.00	0.40	2.00	1.00	17.00	52.00	3.40	55.40	6.00	83.00	6.70	31.00	62.30
B	MAV	4.20	12.00	1.00	0.40	10.00	3.00	6.00	42.00	13.40	55.40	24.00	31.00	6.80	30.00	63.20
C	MAV	4.60	9.00	1.00	0.40	9.00	2.00	1.00	18.00	11.40	29.40	39.00	8.00	7.00	28.20	64.80
A	S	5.20	7.00	2.00	0.40	21.00	4.00	0.00	20.00	25.40	45.40	56.00	0.00	8.00	32.33	59.67
B	S	4.10	11.00	1.00	0.30	11.00	2.00	9.00	42.00	13.30	55.30	24.00	40.00	5.90	29.00	65.10
C	S	4.60	19.00	1.00	0.50	14.00	3.00	4.00	31.00	17.50	48.50	36.00	19.00	6.20	28.90	64.90
A	SAV	4.10	17.00	1.00	0.50	7.00	2.00	8.00	42.00	9.50	51.50	18.00	46.00	6.00	34.33	59.67
B	SAV	5.30	10.00	1.00	0.40	12.00	2.00	0.00	22.00	14.40	36.40	40.00	0.00	7.32	29.68	63.00
C	SAV	4.50	10.00	1.00	1.10	12.00	2.00	2.00	31.00	15.10	46.10	33.00	12.00	6.33	29.67	64.00

Tabela 5. Resultados analíticos de solo dos substratos provenientes do *topsoil*, apresentados por parcela experimental. Os tratamentos são: M= Madeiramento; MAV= Madeiramento + adubação verde; S= Sulco; SAV= Sulco+ adubação verde. M.O.= matéria orgânica; T (CTC)= capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V= índice de saturação de bases e m= índice de saturação de alumínio. As amostras foram coletadas em fevereiro de 2006, em Ribeirão Grande, SP.

Bloco	Tratamento	ph	M.O.	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	V %	m %	% Areia Total	% Silte	% Argila Total
		CaCl ₂	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³												
A	M	5.13	24.00	5.33	2.57	40.33	5.67	1.00	27.33	48.57	75.90	64.00	2.33	14.67	39.67	45.67
B	M	5.57	25.33	2.33	2.80	42.67	8.33	0.00	20.67	53.80	74.47	72.00	0.00	8.00	32.33	59.67
C	M	6.50	39.33	9.67	2.10	73.00	10.33	0.00	13.33	85.43	98.77	86.33	0.00	14.33	40.33	45.33
A	MAV	5.27	19.00	5.67	2.40	32.33	5.00	1.00	24.00	39.73	63.73	63.00	2.33	13.67	40.33	46.00
B	MAV	5.73	25.00	3.67	1.73	37.33	8.00	0.00	20.33	47.07	67.40	68.67	0.00	6.67	34.33	59.00
C	MAV	5.70	35.33	7.00	1.47	57.33	9.67	0.00	20.67	40.63	89.13	75.33	0.00	16.67	37.00	46.33
A	S	4.73	20.33	4.00	1.63	24.67	4.67	2.33	34.33	30.97	65.30	47.67	7.00	14.33	43.00	42.67
B	S	5.97	27.00	3.33	1.80	37.67	7.33	0.00	18.33	46.80	65.13	71.00	0.00	7.33	35.00	57.67
C	S	6.60	57.00	13.00	1.40	145.00	14.00	0.00	12.00	160.40	172.40	93.00	0.00	12.00	40.00	48.00
A	SAV	4.70	20.00	3.33	1.40	19.33	4.00	3.00	33.33	24.73	58.07	41.67	13.00	12.67	44.33	43.00
B	SAV	5.70	15.00	1.00	1.27	36.67	8.00	0.00	19.33	45.93	65.27	68.33	0.00	6.00	34.33	59.67
C	SAV	6.03	21.00	7.33	1.23	51.67	8.00	0.00	15.67	60.90	76.57	77.00	0.00	12.00	41.00	47.00

CAPÍTULO 2

A HETEROGENEIDADE DAS CARACTERÍSTICAS DO *TOPSOIL* E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

RESUMO

Quando a recuperação de áreas degradadas é realizada através da técnica de transposição do *topsoil* a presença das espécies na comunidade regenerante será determinada pelo banco e pela chuva de sementes, e seu estabelecimento dependerá das condições ambientais e das interações intra e inter-específicas. A combinação destes fatores ao longo da sucessão secundária pode gerar comunidades estruturalmente heterogêneas. O presente estudo teve como objetivo identificar os fatores e processos que levaram à formação de uma comunidade heterogênea e discutir suas implicações para o uso desta técnica para a recuperação de áreas degradadas. Entre três diferentes situações, representadas pelos blocos experimentais (A, B e C), as comunidades foram comparadas quanto à estrutura e composição florística ao longo do tempo. Foram também caracterizados os solos alóctone (*topsoil*) e autóctone (do talude) contido nos três blocos. O solo alóctone depositado em cada bloco apresentou características distintas que refletiram na comunidade regenerante. Sobre solos mais pobres (bloco A) houve dominância por espécies herbáceas e ocorreram poucas mudanças na comunidade ao longo do tempo. Sobre solos mais férteis (blocos B e C) as espécies arbustivo-arbóreas dominaram e as comunidades apresentaram maiores mudanças ao longo do tempo. A grande profundidade de coleta da camada de *topsoil* depositada no bloco B resultou em baixa densidade de indivíduos regenerantes, mas a chuva de sementes na área promoveu o incremento em riqueza e densidade de indivíduos ao longo do tempo. A heterogeneidade da comunidade regenerante foi determinada principalmente pelas características do solo alóctone e do método de coleta do *topsoil*. As características químicas do solo do *topsoil* foram mais determinantes da estrutura final das comunidades, enquanto que a profundidade de coleta do *topsoil* foi mais determinante da velocidade e densidade da colonização inicial. De modo geral, a heterogeneidade ambiental e biológica constitui um aspecto positivo em medidas de recuperação pois provê diferentes nichos de colonização durante a sucessão secundária da comunidade e portanto confere maior sustentabilidade ao sistema em recuperação.

ABSTRACT

When the topsoil transposition technique is used for degraded areas rehabilitation, the species presence in the regenerating community is determined by the seed bank and seed rain, and its establishment depends on environmental conditions and intra or inter specific interactions. All these factors along with the secondary succession process may create a structural heterogeneous community. The present research aims to identify the factors and processes evolved in the community heterogeneity, and to discuss its importance to the rehabilitation of degraded areas using the topsoil technique. Among three distinct situations, represented by the experimental blocks (A, B, C), we compared the regenerating community structure and floristic composition over 14 months. The alochthonous and autochthonous soil were characterized on the three blocks. The alochthonous soil distributed on each block had different characteristics that reflected on the regenerating community. Over poor soils (block A), the community was dominated by herbaceous species and hardly any changes were observed through time. Over richest soils (blocks B and C), the community was dominated by shrub and tree species and presented more changes throughout the 14 months. The thick topsoil layer deposited on block B, resulted in low individual's density, but the seed rain reaching the area promoted a density and richness increase in these community. Hence, the community heterogeneity was determined mainly by the alochthonous soil characteristics and by the topsoil collection method used. The final structure community was mainly determined by the topsoil's chemical characteristics, while the initial colonization speed and density was mainly determined by the topsoil's collection technique. The environmental and biological heterogeneity should be a positive feature on rehabilitation works as it provides different colonization niches during community secondary succession adding sustainability to the restored system.

1. Introdução

Diferente da sucessão primária que ocorre quando o solo original foi perdido, a sucessão secundária ocorre em áreas onde o solo conservou sua estrutura, os organismos associados, e o banco de sementes, após distúrbios como desmatamento ou abertura de clareiras. Da mesma forma, na recuperação de áreas degradadas com a técnica de transposição de *topsoil* a regeneração da comunidade a partir do banco de sementes nele contido será regida pela sucessão secundária (Grant 2006). A presença das espécies na comunidade regenerante dependerá da composição do banco de sementes contido no *topsoil* e da chuva de sementes que atinge a área em recuperação.

Em florestas tropicais e em áreas recuperadas com uso de *topsoil* o banco de sementes tem maior contribuição para a regeneração da comunidade durante os primeiros anos de sucessão através do estabelecimento de espécies principalmente pioneiras (Dalling *et al.* 1998b; Baider *et al.* 2001; Shono 2006). O banco de sementes de florestas tropicais possui menor riqueza que a comunidade adulta da floresta madura e apresenta uma baixa similaridade florística com os indivíduos adultos desta comunidade (Campos & Souza 2003). Como as espécies tolerantes à sombra têm pouca participação na composição do banco de sementes florestal (Feitosa do Nascimento 1994; Tabarelli & Mantovani 1999; Baider *et al.* 2001), a sua introdução na comunidade regenerante dependerá em grande parte da chuva de sementes (Campos & Souza 2003) ou de estratégias de enriquecimento como o plantio de mudas (Rodrigues & Gandolfi 2004) ou a semeadura direta (Camargo *et al.* 2002).

Portanto durante a regeneração natural de áreas abandonadas e para fins de recuperação de áreas degradadas, o banco de sementes não deve ser suficiente para a restauração da riqueza de espécies arbóreas. Nestes casos, o aumento de riqueza da comunidade dependerá da chuva de sementes, que por sua vez terá sua quantidade e diversidade dependentes da característica da paisagem regional, principalmente da proximidade da área em restauração com remanescentes florestais (Baider *et al.* 2001; Hooper *et al.* 2004; Rodrigues *et al.* 2006). Se houver fontes de propágulos próximas e o uso do solo não tiver sido abusivo, as florestas neotropicais podem ter um alto poder de regeneração (Denslow & Guzman 2000; Guariguata & Ostertag 2001). No entanto, a dispersão das sementes e conseqüentemente a formação dos bancos de sementes são fatores

determinados por processos aleatórios (Hubbell 2001; Lortie *et al.* 2004) e podem variar muito no espaço, em densidade e diversidade, mesmo dentro da mesma formação florestal (Bakker *et al.* 1996; Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

O estabelecimento dessas espécies que estão presentes no banco e na chuva de sementes dependerá dos fatores ambientais (Weiher 2003; Wijesinghe *et al.* 2005; Ozinza *et al.* 2005) que atuam de forma não aleatória na composição florística da comunidade (Lortie *et al.* 2004). Dentre os fatores ambientais que determinam a persistência das espécies recrutadas e suas abundâncias relativas, um dos principais atuantes durante a regeneração a partir do *topsoil* são as características do solo da área a ser recuperada (autóctone) e do solo contido na camada de *topsoil* (alóctone) (Uhl *et al.* 1981; Wijesinghe *et al.* 2005). Esses substratos podem vir a apresentar grande heterogeneidade dependendo da formação de origem do *topsoil* e das características da área degradada. O *topsoil* poderá possuir características diferentes dependendo da formação florestal e mesmo dentro da mesma formação, onde podem ocorrer manchas de solo com composição química e textura distintas (Uhl *et al.* 1981; Figueroa-Rangel & Olvera-Vargas 2000; Finegan & Delgado 2000; Aidar *et al.* 2001). Da mesma forma, em áreas a serem recuperadas, como áreas de aterro que são formadas por solos coletados de diferentes locais e de diversas profundidades, o substrato também pode ser formado por um mosaico de características edáficas (Abrahão & Mello 1998).

Todos estes fatores, aleatórios ou não, atuam em diferentes níveis para a formação da comunidade vegetal, podendo gerar comunidades estruturalmente heterogêneas. Esta heterogeneidade pode ser uma fonte de incremento de diversidade beta (Ricklefs 1977; Huston 1999; García & Houle 2005; Wijesinghe *et al.* 2005), o que deve estar dentre os objetivos da restauração de comunidades tropicais. Portanto, a compreensão dos fatores que regem a sucessão das espécies e a estruturação destas comunidades em regeneração é de extrema importância para o desenvolvimento da ecologia da restauração (Young 2000) e para o aprimoramento de técnicas de recuperação de áreas degradadas. Dentro deste contexto, no presente trabalho procurou-se identificar os fatores e processos que levaram à formação de uma comunidade heterogênea, e discutir suas implicações para o uso da técnica de transposição de *topsoil* para a recuperação de áreas degradadas.

2. Objetivos

O objetivo geral deste estudo foi identificar os fatores e processos que determinaram a heterogeneidade da comunidade regenerante, e avaliar suas implicações para a recuperação de áreas degradadas a partir do *topsoil*. Os objetivos específicos foram:

- I) Avaliar a heterogeneidade das características dos solos alóctone e autóctone;
- II) Comparar entre três diferentes situações, a composição florística e estrutura das comunidades no tempo inicial (T4) e no tempo final (T14);
- III) Comparar entre três diferentes situações, as mudanças ocorridas ao longo de 14 meses na composição florística e estrutura da comunidade regenerante.

3. Material e Métodos

3.1 Delineamento experimental

No mês de dezembro de 2004 o *topsoil* foi coletado de uma área de floresta secundária recém desmatada adjacente à mina de extração de calcário da CCRG. A coleta foi realizada com auxílio de máquinas retro-escavadeiras, retirando-se uma profundidade de 20 a 30 cm do solo superficial. Dentro de aproximadamente dois hectares dessa área foram selecionados três pontos de onde foi coletado o *topsoil*. Devido à topografia acidentada da área os três pontos de coleta diferiram quanto à declividade do relevo (Figura 1).

O *topsoil* coletado em cada um dos três pontos foi transportado em caminhões e depositado no talude com auxílio também de máquinas retro-escavadeiras e em seguida espalhado manualmente para que a camada ficasse homogeneamente distribuída dentro das parcelas. O *topsoil* coletado em cada um dos três pontos foi depositado separadamente em três trechos diferentes no talude, representados pelos blocos experimentais A, B e C. Cada bloco foi constituído por três parcelas com dimensões de 12 x 15 m, alocadas adjacentes uma a outra (Figura 2). Para evitar qualquer influência de uma parcela sobre a adjacente, desconsiderou-se 1m de margem para cada lado de todas as parcelas, de modo que as amostragens foram realizadas dentro de 10 x 15 m (150 m²).



Figura 1. Pontos de coleta do *topsoil* na área de floresta recém desmatada adjacente à Mina Limeira, de propriedade da CCRG. Dezembro de 2004. Ribeirão Grande, SP.



Figura 2. Vista geral do talude indicando a localização dos blocos experimentais. Setembro de 2005. Ribeirão Grande, SP.

3.2 Coleta dos dados

A fim de fazer uma caracterização do solo ao longo da área experimental, no mês de fevereiro de 2006 foram coletadas amostras do solo contido no *topsoil* (alóctone) e do solo do talude em recuperação (autóctone). Para o solo autóctone foi coletada com trado uma amostra composta por três subamostras a uma profundidade de 30 cm, em cada parcela experimental. Para a caracterização do solo alóctone foram coletadas três amostras compostas de três subamostras com profundidade de 5 cm em cada parcela experimental. As três amostras foram coletadas a diferentes alturas do talude, sendo uma coletada na parte superior do talude, outra na parte intermediária e outra na parte mais inferior do talude.

Para a avaliação da comunidade regenerante foram realizadas duas amostragens, uma no mês de abril de 2005, quatro meses após a implantação do experimento (T4), e outra no mês de fevereiro de 2006, 14 meses pós-implantação (T14). Dentro de cada parcela experimental foram alocadas aleatoriamente 3 subparcelas de 5 m², totalizando 45 m² de área amostral por parcela experimental. Nas duas amostragens (T4 e T14) foram contados e identificados os indivíduos maiores que 20 cm de altura pertencentes às formas de vida herbácea, liana, arbustiva e arbórea. Como as espécies das famílias Cyperaceae e Poaceae possuem crescimento vegetativo e podem formar grandes manchas, sua abundância foi estimada pelo número de “rosetas”, sendo considerado como um único indivíduo quando a parte aérea se ligava na base próximo à superfície do solo. Durante as amostragens, apesar de haver um grande número de indivíduos de Cyperaceae e Poaceae, não foi observada a formação de grandes moitas, de forma que estes valores de abundância foram analisados conjuntamente com as demais herbáceas.

Na segunda amostragem (T14) também foi medida a altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos. Esta medição não foi realizada durante a primeira amostragem (T4) pois os indivíduos eram ainda muito pequenos. Todos os indivíduos amostrados foram identificados em campo ou em herbário com auxílio de especialistas e de bibliografia específica. Como foi realizado um acompanhamento por 14 meses da área em recuperação evitou-se a coleta de indivíduos inteiros, sendo coletada apenas parte de sua porção aérea quando necessário. Por este motivo, e por dificuldades ligadas ao estágio de desenvolvimento o qual não permitia a visualização e a precisa caracterização morfológica dos indivíduos, alguns ficaram sem identificação. Estes indivíduos foram separados em

morfo-espécies e agrupados em um grupo de “indeterminados”. Os exemplares coletados serão depositados no herbário da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESA).

3.3 Análise dos dados

Para avaliar a heterogeneidade dos solos alóctone e autóctone constituintes da área experimental, foram realizadas análises de componentes principais (PCA-biplot) para os dados de característica química e textura do solo. Esta análise apresenta a porcentagem da variação dos dados explicada por cada eixo principal e calcula o coeficiente de correlação linear de Pearson entre todas as variáveis e os dois eixos principais da PCA. Os dados apresentados em porcentagem foram transformados pelo arcosseno da raiz da porcentagem, dividida por 100. Para a realização destas análises multivariadas foi utilizado o software MVSP (Kovach 1999).

Para avaliar a heterogeneidade da regeneração, parâmetros da comunidade regenerante foram comparados entre os três blocos em dois momentos, no tempo T4 e no tempo T14. As densidades de indivíduos nos dois momentos e a altura média das espécies arbustivo-arbóreas em T14 foram comparadas pela análise de variância ANOVA com um critério seguido do teste *post-hoc* de Tukey. Todas as análises de variância foram realizadas com o software Systat[®] (Wilkinson 1998). As comunidades de cada bloco também foram comparadas, nos dois tempos, quanto à riqueza de espécies. Para evitar o efeito da densidade de indivíduos na riqueza de espécies (Denslow 1995), os dados de riqueza de cada bloco foram rarefeitos para que fossem comparados para um mesmo número de indivíduos (Colwell *et al.* 2004), utilizando o software Ecosim 700 (Gotelli & Entsminger 2006). Adicionalmente foi calculado o índice de dominância de Berger-Parker, calculado como a fração da coleta que é representada pela espécie mais abundante (Magurran 1998). Esse índice foi escolhido para representar a dominância da comunidade pois independe da área basal, permitindo incluir as espécies de forma de vida herbácea.

Aos dados de composição florística das comunidades foi aplicada a análise de espécies indicadoras (ISA) com auxílio do software PC-ORD[®] 3.11 (McCune & Mefford 1997). A análise combina informações da concentração de abundância das espécies em um grupo particular e a sua fidelidade de ocorrência no grupo. A análise associa a cada espécie um valor de indicação (VI) que varia de zero (nenhuma indicação) a 100 (indicação

perfeita) para cada grupo, que no caso são os blocos experimentais. A significância estatística dos valores de VI foi testada através do teste de Monte Carlo, com 5.000 randomizações.

A similaridade florística entre as comunidades foi calculada pelo índice de Morisita-Horn (Magurran 1988) através do software EstimateS[®] 8.1 (Colwell 2006). Este índice foi utilizado pois ele independe da diversidade e do tamanho das amostras (Wolda 1981). Os dados de abundância foram transformados pelo logaritmo de cada valor, acrescentados uma unidade (Pielou 1977). Para a ordenação dos dados florísticos foi realizada análise de correspondência (DCA) (*Detrended Correspondence Analysis*), que ordena tanto as espécies quanto as parcelas. As matrizes de densidade foram reescalarizadas pela amplitude a fim de diminuir a influência na ordenação dos dados da grande diferença de densidade existente entre as diferentes formas de vida. A ordenação foi realizada através do software PC-ORD[®] (McCune & Mefford 1997).

Para avaliar como as comunidades se modificaram ao longo do tempo, a comunidade de cada bloco foi comparada entre as duas amostragens (T4 e T14) quanto à: densidade de indivíduos, através de uma análise de variância ANOVA; riqueza de espécies através da rarefação dos dados; similaridade florística através do índice de Morisita-Horn.

4. Resultados

4.1 Características físico-químicas do solo

4.1.1 Características físico-químicas do solo autóctone (solo do talude)

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) aplicada aos dados de solo autóctone explicaram 69,50% da variação dos dados. A análise não indicou nenhum padrão de separação dos blocos quanto às características do solo autóctone (Figura 3).

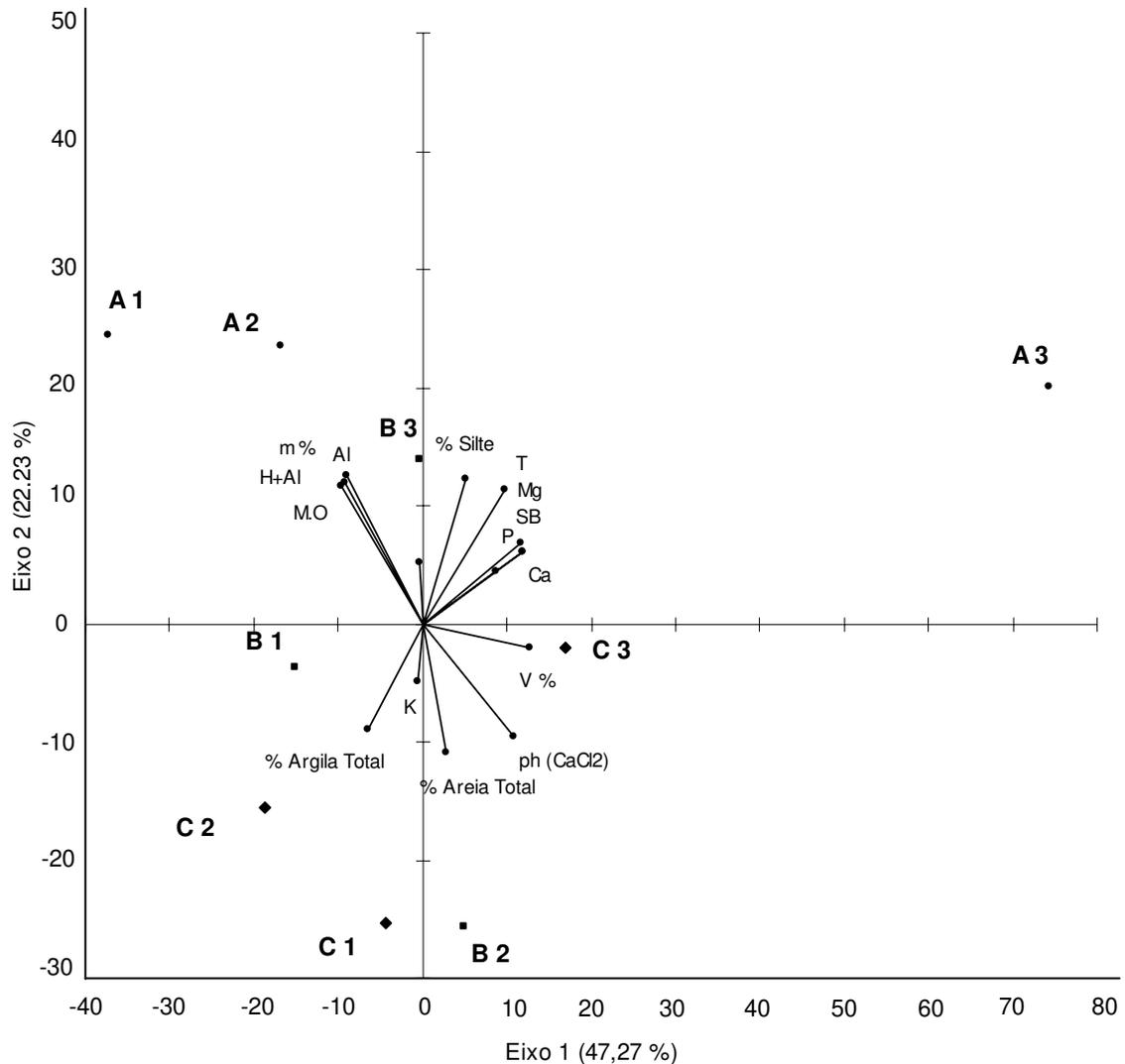


Figura 3. Resultado da análise de componentes principais (PCA-Biplot), para as características químicas e de textura do solo autóctone do talude. As parcelas estão apresentadas em negrito pelo nome do bloco seguido do número da parcela. Dados coletados em fevereiro de 2006. Ribeirão Grande, SP.

4.1.2 Características físico-químicas do solo alóctone (*topsoil*)

A análise de componentes principais (PCA) separou três grupos formados por parcelas do mesmo bloco (Figura 4). Os eixos 1 e 2 explicaram juntos, 86,45% da variação dos dados. O eixo 1 da PCA, descrito pelo gradiente de fertilidade e teor de alumínio do solo, separou o grupo do bloco A dos blocos B e C. As parcelas do bloco A apresentam os maiores teores de alumínio e menores valores de fertilidade do solo e pH, enquanto que as

parcelas dos blocos B e C apresentam os solos mais férteis. O eixo 2, descrito pela textura do solo, separou o grupo do bloco B dos blocos A e C. As parcelas do bloco B apresentaram os maiores valores de porcentagem de argila total.

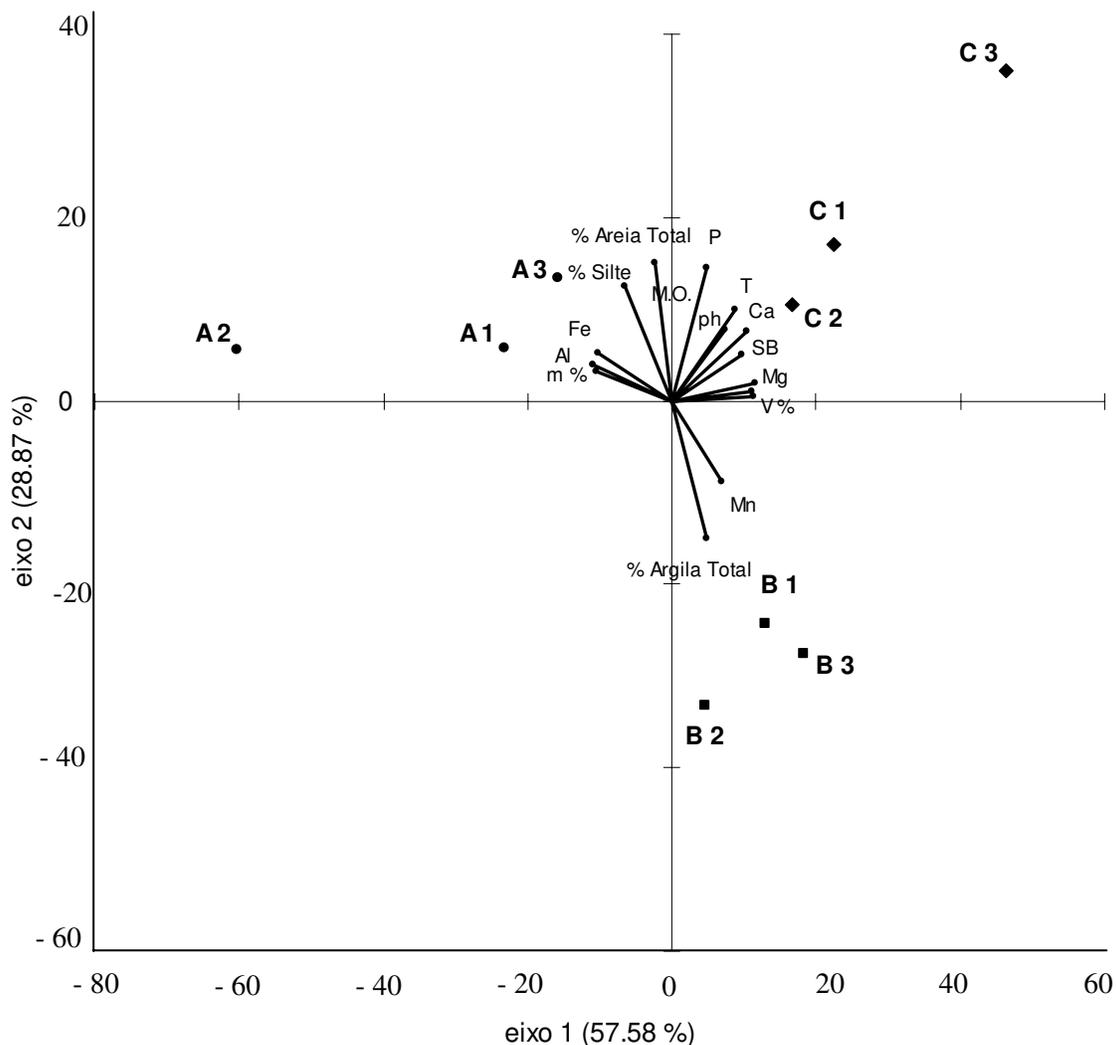


Figura 4. Resultado da análise de componentes principais (PCA-Biplot) para as características químicas e de textura do solo do *topsoil* depositado no talude. As parcelas estão apresentadas em negrito pelo nome do bloco seguido do número da parcela. Dados coletados em fevereiro de 2006. Ribeirão Grande, SP.

4.2 Tempo inicial (4 meses pós-implantação)

4.2.2 Estrutura da comunidade

A densidade média de indivíduos no tempo inicial (T4) foi de 14,4 indivíduos/m² no bloco A, 2,1 indivíduos/m² no bloco B e 13,4 indivíduos/m² no bloco C. A densidade total de indivíduos foi menor no bloco B ($gl=2$; $F=7,913$; $p=0,010$ /Tukey), assim como a densidade de herbáceas ($gl=2$; $F=9,978$; $p=0,005$ /Tukey). A densidade de lianas, arbóreas e arbustivas, não foi diferente entre os blocos.

Em todos os blocos a forma de vida herbácea foi a mais abundante seguida de arbórea, liana, e por último a arbustiva (Figura 5). A contribuição proporcional de cada forma de vida para a densidade total de indivíduos das comunidades foi mais semelhante entre os blocos A e C, do que entre estes e o bloco B. A comunidade do bloco B apresentou a menor proporção de herbáceas e a maior de arbóreas e lianas, comparando-se com os outros dois blocos (Figura 5). Em todos os blocos a forma de vida que concentrou maior riqueza foi a herbácea, seguida de arbórea, arbustiva e liana. A única espécie de liana amostrada neste mês, *Calopogonium mucunoides*, é uma espécie que foi plantada em um talude adjacente e invadiu a área do experimento, não sendo proveniente do banco de sementes contido no *topsoil* depositado na área experimental.

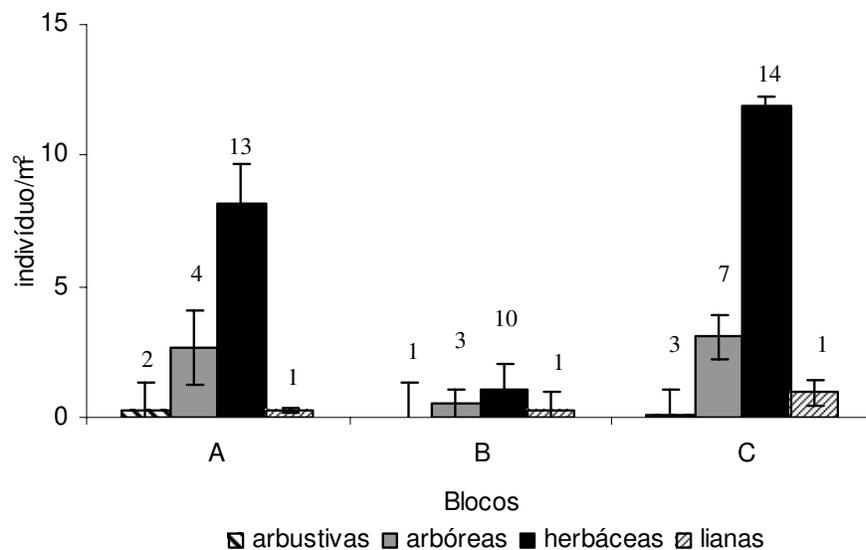


Figura 5. Densidade média de indivíduos de cada forma de vida, em cada bloco (A, B e C). Acima das barras estão indicados os valores de riqueza de cada forma de vida. Dados coletados durante o mês de abril de 2005 (T4). Ribeirão Grande, SP.

Os valores de riqueza total foram rarefeitos a 126 indivíduos, valor da menor abundância, que foi observada no bloco B. O bloco C apresentou maior riqueza que o bloco B apenas, com intervalo de confiança de 95% (Figura 6). A riqueza total do bloco A não foi diferente da riqueza dos blocos B e C (Tabela 1). A rarefação também foi feita para as formas de vida herbácea e arbórea apenas, pois as demais apresentaram valores muito baixos de densidade de indivíduos e riqueza. O bloco B apresentou o menor número de indivíduos sendo 68 herbáceas e 35 arbóreas. Nestas abundâncias, os valores de riqueza de herbáceas e arbóreas não foram diferentes entre os blocos (Tabela 1).

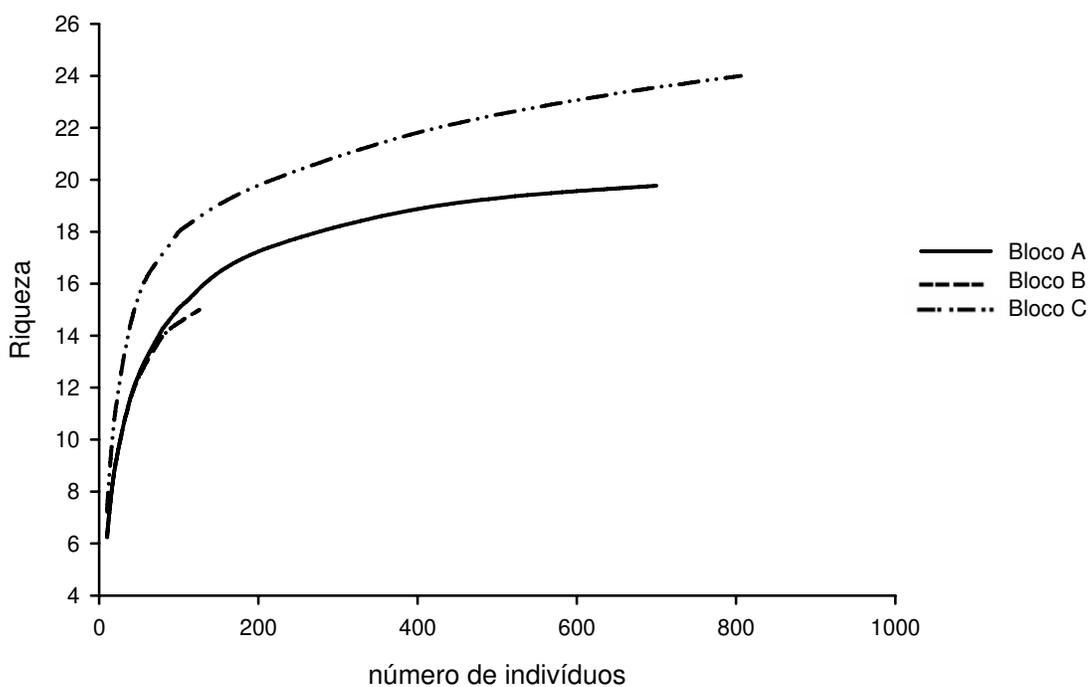


Figura 6. Gráfico da rarefação dos dados de abundância, expressa em número de indivíduos amostrados, pela riqueza (número de espécies), dos três blocos (A, B e C). Dados coletados durante o mês de abril de 2005 (T4). Ribeirão Grande, SP.

Tabela 1. Resultado da rarefação dos dados de riqueza de espécies total, de herbáceas e de arbóreas, para os três blocos (A, B e C), com 5.000 randomizações. São apresentadas a média, a variância da riqueza, e os limites do intervalo de confiança a 95%. Dados coletados durante o mês de abril de 2005 (T4). Ribeirão Grande, SP.

Variável	Blocos	Média	Variância	Intervalo de confiança
Riqueza total	A	16	1,76	13 - 18
	B	15	0,00	15 - 15
	C	18	1,75	16 - 21
Riqueza de herbáceas	A	11	1,02	9 - 13
	B	10	0,00	10 - 10
	C	13	0,48	11 - 14
Riqueza de arbóreas	A	3	0,65	1 - 4
	B	3	0,00	3 - 3
	C	4	0,69	3 - 6



Figura 7. Indivíduo da espécie *Trema micrantha*, regenerante no bloco C do talude experimental, 6 meses pós-implantação. Ribeirão Grande. SP.

Os índices de dominância de Berger-Parker foram diferentes entre os blocos, sendo os valores dos blocos A (0,205) e B (0,254) maiores que o valor do bloco C (0,153). As curvas de dominância-diversidade indicam que as três comunidades diferiram quanto ao valor de abundância relativa e à identidade das espécies mais abundantes (Figura 8). A

espécie herbácea *Cyperus rotundus* dominou a comunidade do bloco A, apresentando maior densidade absoluta neste bloco ($gl=2$; $F=105,412$; $p<0,001$ /Tukey). A espécie *Trema micrantha* (Figura 7), que dominou as comunidades dos blocos B e C, não apresentou diferença de densidade absoluta entre os três blocos ($gl=2$; $F=3,531$; $p=0,070$).

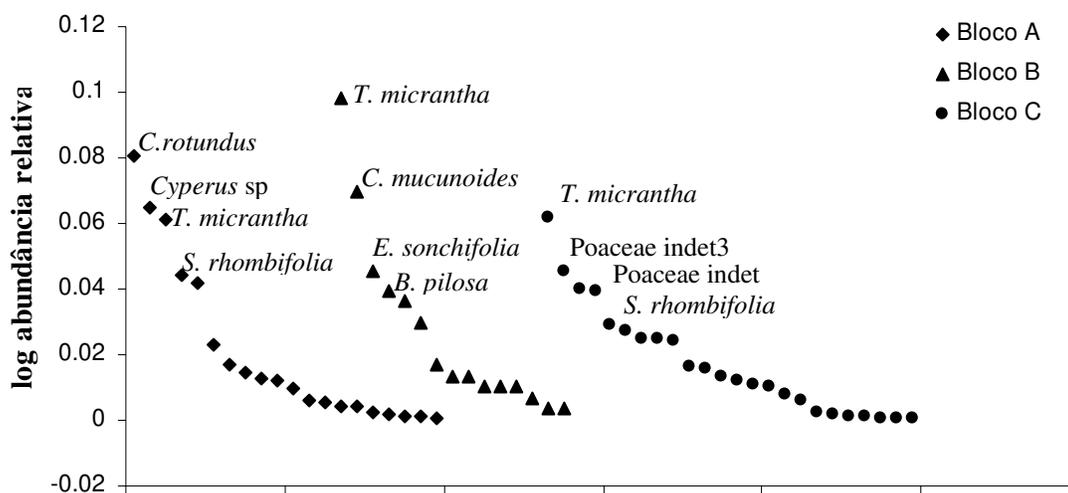


Figura 8. Curvas de dominância-diversidade obtidas para cada bloco (A, B e C) com base no logaritmo dos valores de abundância relativa (número de indivíduos). A abscissa representa as espécies ordenadas pelos seus valores de abundância relativa. As espécies que apresentaram maior abundância estão indicadas pelo nome. Dados coletados em abril de 2005 (T4). Ribeirão Grande, SP.

4.2.1 Composição florística

No tempo T4 foram amostradas 26 espécies pertencentes a 10 famílias e uma espécie indeterminada. Dentre estas espécies 20 ocorreram no bloco A, 15 no bloco B e 24 no bloco C (Tabela 1-ANEXO 1). As espécies arbóreas que primeiro colonizaram a área foram *Schizolobium parahyba* (Fabaceae) com 4 indivíduos, *Senna multijuga* (Fabaceae) com 19, *Machaerium stiptatum* (Fabaceae) com 2, e *Trema micrantha* (Cannabaceae) com 256 indivíduos.

Na análise de correspondência (DCA) os dois eixos principais explicaram 38% da variação dos dados (Figura 9). O eixo 1 esteve positivamente relacionado às espécies herbáceas *C. rotundus* ($r^2= 0,52$) e *Cyperus sp* ($r^2= 0,49$), e separou as parcelas do bloco A

das do bloco C. No eixo 2 a ordenação esteve positivamente relacionada à abundância da espécie *Vernonia scorpioides* ($r^2= 0,53$) e negativamente relacionado com a abundância de *Eupatorium* sp ($r^2= 0,40$). Este eixo separou a maioria das parcelas do bloco B das parcelas dos blocos A e C. Podem ser definidos dois grandes grupos, um englobando as parcelas do bloco A e outro as do bloco C, enquanto que as parcelas do bloco B aparecem mais dispersas ao longo do gradiente formado pelos dois eixos.

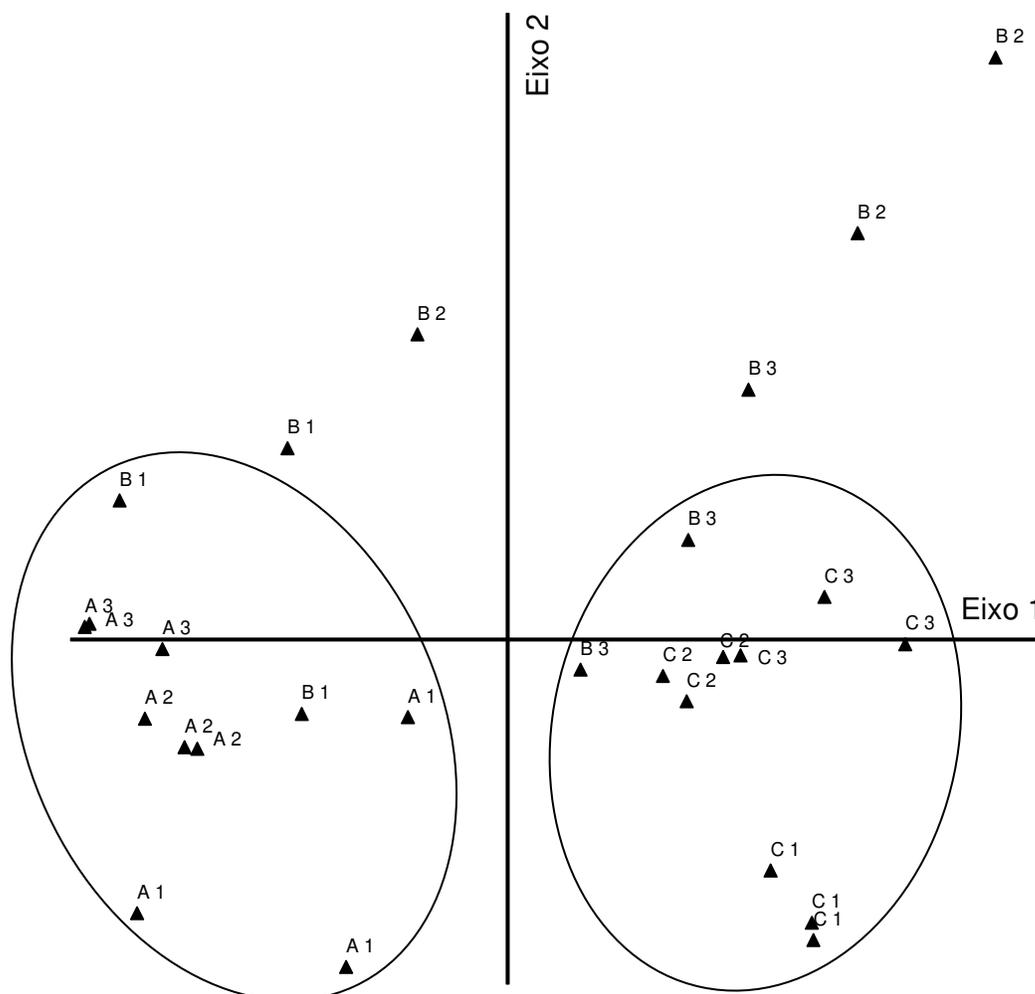


Figura 9. Análise de Correspondência (DCA) para os dados das parcelas amostrais dos três blocos. As parcelas estão indicadas pelo nome do bloco (A, B ou C) seguido do número da parcela experimental. Dados coletados durante o mês de abril de 2005 (T4). Ribeirão Grande, SP.

Os blocos apresentaram altos valores de similaridade florística calculada pelo índice de Morisita. O par de blocos A-C foi o que apresentou maior valor de similaridade (0,846) seguido do par A-B com 0,814, e do par B-C que foi o menos similar (0,722). O número de

espécies compartilhado entre cada par foi de 19, 14 e 12 espécies respectivamente. Pelo mesmo índice, foi calculada a similaridade entre as parcelas dentro de cada bloco. O bloco A apresentou a maior similaridade entre suas parcelas, com um valor médio de 0,816 (\pm 0,019). As parcelas dentro do bloco B tiveram o menor valor médio de similaridade (0,615) e o maior desvio padrão (\pm 0,264). As parcelas dentro do bloco C apresentaram uma similaridade média de 0,728 (\pm 0,125).

Algumas espécies apresentaram sua distribuição relacionada aos blocos, ocorrendo preferencialmente em um ou outro, como avaliado pela análise de espécies indicadoras (ISA) (Tabela 1-ANEXO 1). Para o bloco A foram indicadas cinco espécies sendo três herbáceas, uma arbustiva e uma arbórea. Nenhuma destas espécies é exclusiva deste bloco, mas ocorre nele em maior abundância, sendo que os dois representantes do gênero *Cyperus* são as espécies dominantes deste bloco (Figura 8). Para o bloco B nenhuma espécie foi considerada indicadora, de modo que as espécies que nele ocorreram são comuns aos outros blocos e nele ocorrem em abundância semelhante ou menor. Para o bloco C foram referidas oito espécies indicadoras sendo cinco herbáceas, duas espécies arbóreas e uma liana. Apenas a espécie arbórea *S. granuloso-leprosum* foi exclusiva do bloco C, enquanto que as demais ocorreram também em outro bloco, porém em menor abundância (Tabela 1-ANEXO 1).

4.3 Tempo final (14 meses pós-implantação)

4.3.2 Estrutura da comunidade

A densidade média de indivíduos no tempo final foi de 17,5 indivíduos/m² no bloco A, 8,78 indivíduos/m² no bloco B, e de 18,7 indivíduos/m² no bloco C. A densidade total de indivíduos foi menor no bloco B (gl=2; F=13,639; p=0,003/Tukey), assim como a densidade de herbáceas (gl=2; F=19,64; p=0,0012/Tukey). A densidade de lianas, arbóreas e arbustivas não foi diferente entre os blocos.

Em todos os blocos a forma de vida herbácea continua sendo a mais abundante (Figura 10), porém apenas no bloco A ela representa mais de 40% da densidade total de indivíduos. O bloco B apresenta as proporções de densidade mais uniformemente distribuídas (Figura 10) entre as formas de vida que compõem a comunidade e apresenta a

maior proporção de lianas. A riqueza está diferentemente distribuída entre as formas de vida em cada bloco. A riqueza do bloco A está concentrada na forma de vida herbácea e arbórea, enquanto nos blocos B e C há maior riqueza de arbórea seguida de herbácea, arbustiva e liana (Figura 10).

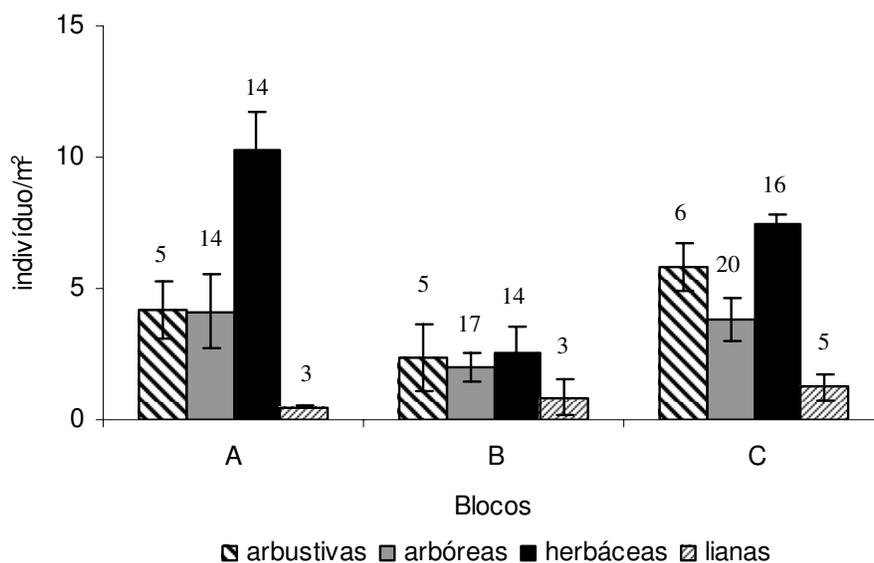


Figura 10. Densidade média de indivíduos de cada forma de vida, em cada bloco (A, B e C). Acima das barras estão indicados os valores de riqueza de cada forma de vida. Dados coletados em fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Para fins de comparação, os valores de riqueza total foram rarefeitos a 493 indivíduos (Figura 11), valor da menor densidade total que foi observada no bloco B. Nesta densidade, o bloco A apresentou a menor riqueza total em comparação com os blocos B e C, dentro do intervalo de confiança de 95%. Os blocos B e C não foram diferentes quanto à riqueza total de suas comunidades (Tabela 2).

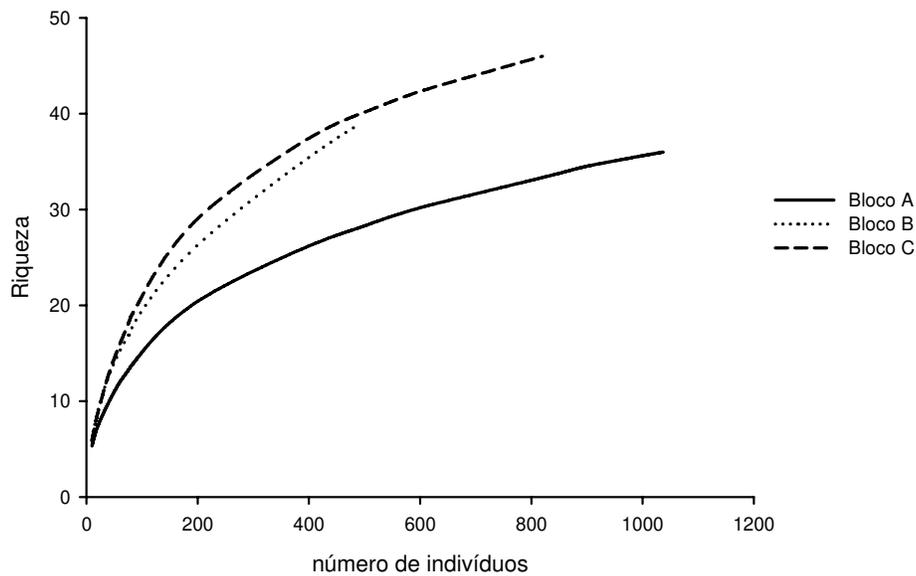


Figura 11. Gráfico da rarefação dos dados de abundância, expressa em número de indivíduos amostrados, pela riqueza (número de espécies) dos três blocos (A, B e C). Dados coletados durante o mês de fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Para as formas de vida herbácea, arbustiva e arbórea separadamente o bloco B foi o que apresentou o menor número de indivíduos, com valores de 164, 137 e 136 indivíduos respectivamente. A rarefação dos dados indicou que os valores de riqueza de herbácea e de arbustiva não foram diferentes entre os blocos (Tabela 2). No entanto, como a densidade de indivíduos de herbáceas do bloco B (164 indivíduos) é muito inferior à dos blocos A (588 indivíduos) e C (322 indivíduos), foi feita a rarefação dos dados para os blocos A e C apenas a fim de verificar se a riqueza se mantém indiferente entre os blocos com maior densidade. Verificou-se que o bloco C (16 espécies) apresentou uma riqueza de herbáceas maior que a do bloco A, que apresentou uma riqueza média de 12 a 14 espécies, dentro de um intervalo de confiança de 95%. Para a riqueza da forma de vida arbustiva foi feito o mesmo procedimento para os dois blocos com maior densidade (A e B) e os dados foram rarefeitos a 205 indivíduos, densidade observada no bloco A. Os blocos continuaram não apresentando diferença sendo que a riqueza observada no bloco A foi de 5 espécies e a estimada para o bloco B foi de 5 a 6 espécies, dentro de um intervalo de confiança de 95%.

Para as lianas o bloco A foi o que apresentou os menores valores de densidade, com 23 indivíduos. Nesta densidade a riqueza de lianas não diferiu entre os blocos (Tabela 2). Novamente, como a densidade do bloco A (23 indivíduos) foi pelo menos a metade da

densidade de lianas dos blocos B (56 indivíduos) e C (65 indivíduos), os dados foram comparados novamente apenas entre os blocos de maior densidade. A rarefação dos dados a 56 indivíduos indicou que o bloco B, com 3 espécies, apresentou menor riqueza do que o bloco C, com 4 a 5 espécies, dentro do intervalo de confiança de 95%. A riqueza de arbóreas foi menor no bloco A do que nos outros dois (Tabela 2) e não diferiu entre os blocos B e C. Como os valores de densidade de arbóreas não foram muito discrepantes entre os blocos, não foi feita a rarefação separada para os blocos com maior densidade.

Tabela 2. Resultado da rarefação dos dados de riqueza de espécies total, de herbáceas, de arbustivas, de arbóreas e de lianas, para os três blocos (A, B e C), com 5.000 randomizações. São apresentadas a média, a variância da riqueza e os limites do intervalo de confiança a 95%. Dados coletados em fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Variável	Blocos	Média	Variância	Intervalo de confiança
Riqueza total	A	28	4,25	24 - 32
	B	39	0,00	39 - 39
	C	40	3,91	36 - 43
Riqueza de herbáceas	A	12	1,39	9 - 14
	B	14	0,00	14 - 14
	C	15	0,84	13 - 16
Riqueza de arbustivas	A	4	0,62	2 - 5
	B	5	0,00	5 - 5
	C	5	0,61	4 - 6
Riqueza de arbóreas	A	11	1,97	8 - 13
	B	17	0,00	17 - 17
	C	16	1,73	14 - 19
Riqueza de lianas	A	3	0,00	3 - 3
	B	3	0,17	2 - 3
	C	5	0,31	3 - 5

No tempo T14 os valores do índice de dominância de Berger-Parker foram similares entre os três blocos sendo de 0,247 para o bloco A, 0,264 para o bloco B e de 0,279 para o bloco C. No bloco A, a espécie dominante foi a herbácea *Sida rhombifolia* (Figura 12) que apresentou maior densidade absoluta neste bloco ($gl=2$; $F=23,425$; $p<0,001$ /Tukey). A segunda espécie dominante neste bloco, *C. rotundus* (Figura 12), também apresentou maior densidade absoluta no bloco A ($gl=2$; $F=13,568$; $p=0,003$ /Tukey). Os blocos B e C

apresentaram a mesma espécie dominante, a arbustiva *Ambrosia polystachya* (Figura 12). A densidade absoluta desta espécie foi maior no bloco C que nos demais ($gl=2$, $F=31,563$; $p<0,001$ /Tukey). Os indivíduos de *A. polystachya* começaram a aparecer no mês T5 e dominaram as comunidades dos blocos B e C até o mês T14 quando se encontram todos senescentes por terem completado seu ciclo de vida (Figura 14). A segunda espécie dominante nestes dois blocos, *T. micrantha*, não apresentou diferenças de densidade absoluta entre os blocos ($gl=2$; $F=3,768$; $p=0,070$).

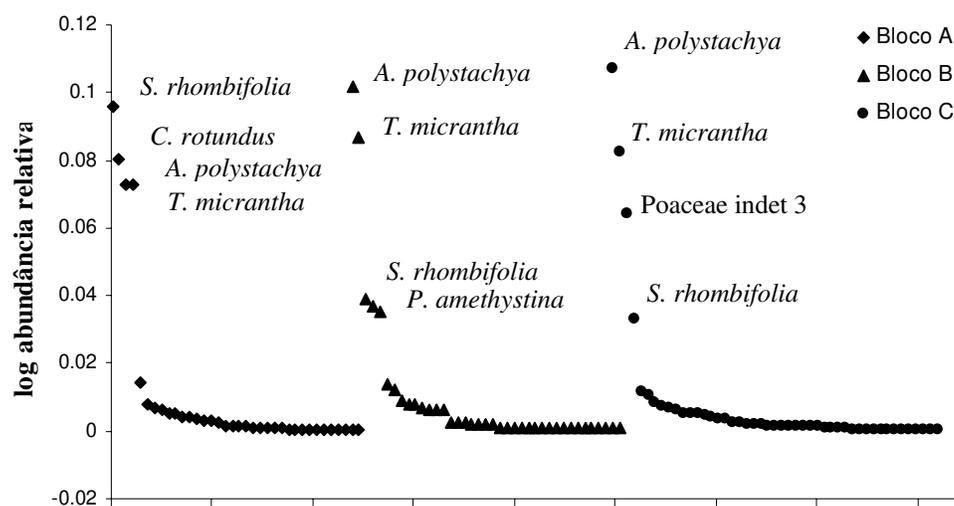


Figura 12. Curvas de dominância-diversidade obtidas para cada bloco (A, B e C), com base no logaritmo dos valores de abundância relativa (número de indivíduos). A abscissa representa as espécies ordenadas pelos valores de sua abundância relativa. As espécies que apresentaram maior abundância estão indicadas pelo nome. Dados coletados em fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Nesta última amostragem foi medida também a altura dos indivíduos arbóreos, sendo as alturas médias de 92,95 cm no bloco A, de 106,57 cm no bloco B, e de 115,29 cm no bloco C. A altura média dos indivíduos arbóreos foi significativamente diferente entre os blocos ($gl=2$; $F= 30,62$; $p<0,001$ /Tukey) sendo menor no bloco A (Figura 13).

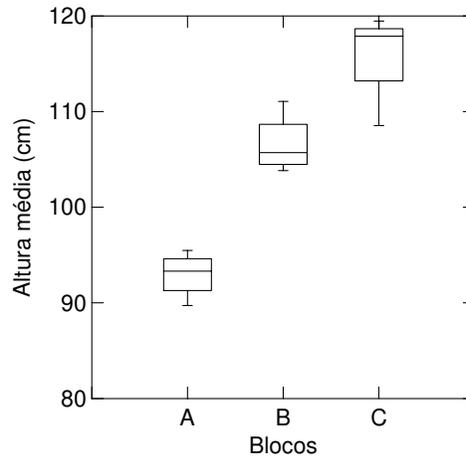


Figura 13. Alturas médias (cm) dos indivíduos arbóreos de cada bloco (A, B e C). Dados coletados em fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

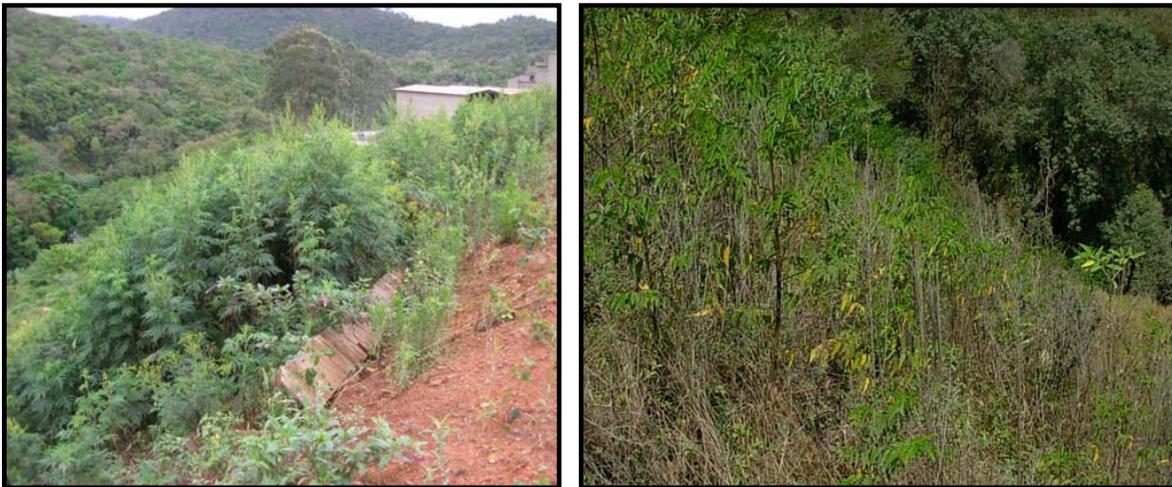


Figura 14. À esquerda área experimental 10 meses após a implantação do experimento, com dominância de *A. polystachya*, no bloco C. À direita a mesma área 14 meses pós-implantação, com dominância de *T. micrantha*, e a presença de indivíduos senescentes de *A. polystachya*. Ribeirão Grande, SP.

4.3.1 Composição florística

No tempo T14 foram amostradas 69 espécies, distribuídas em 32 famílias e uma espécie indeterminada. Dentre estas espécies, 36 ocorreram no bloco A, 39 no bloco B e 47 espécies no bloco C (Tabela 2- ANEXO 1). Na DCA aplicada aos dados de abundância das espécies no tempo T14, os dois eixos principais explicaram juntos 42,2% da distribuição dos dados. Foram definidos três grupos, sendo um formado por parcelas do bloco B, outro

formado pelas parcelas do bloco A, e outro pelas parcelas do bloco C (Figura 15). Duas parcelas do bloco B estão agrupadas às parcelas do bloco A (Figura 15). As espécies herbáceas *S. rhombifolia* ($r^2=0,732$) e *C. rotundus* ($r^2=0,861$) estiveram positivamente relacionadas ao eixo 1, que separou as parcelas do bloco A dos outros dois blocos. O eixo 2, que separou os grupos dos blocos B e C, está positivamente relacionado à espécie de pteridófito *Pityrogramma calomelanos* ($r^2=0,71$) e à liana *Passiflora amethystina* ($r^2=0,60$).

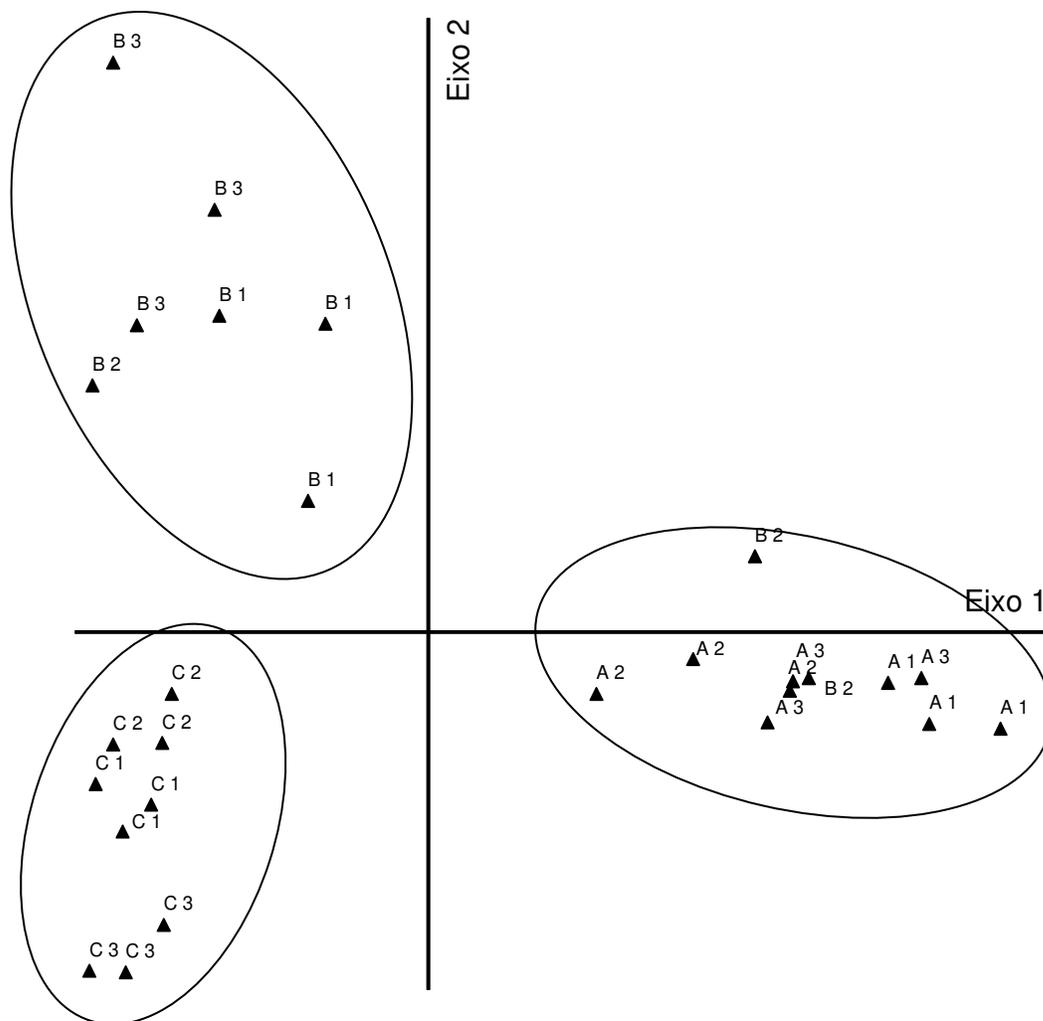


Figura 15. Análise de correspondência (DCA) para os dados de abundância das espécies de cada parcela. As parcelas estão indicadas pelo nome do bloco (A, B ou C), seguido do número da parcela experimental. (Eixo 1= 31,2%; Eixo 2= 11%). Dados coletados em fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Em T14, os blocos apresentaram altos valores de similaridade florística, porém menores que os observados em T4. O par B-C continua sendo aquele com a menor similaridade (0,679) seguido do par A-C (0,688) e do par A-B (0,764). O número de espécies compartilhado entre cada par foi de 24, 24 e 21 espécies respectivamente (Tabela 2-ANEXO 1). Para as parcelas dentro de cada bloco, as similaridades médias calculadas pelo mesmo índice foram de 0,91 ($\pm 0,06$) para o bloco A, 0,87 ($\pm 0,04$) para o bloco B, e de 0,96 ($\pm 0,02$) para o bloco C.

Através da análise de espécies indicadoras (ISA) verificou-se a ocorrência preferencial de algumas espécies em um dos três blocos (Tabela 2-ANEXO 1). Para o bloco A foram referidas seis espécies indicadoras, sendo quatro herbáceas e duas arbustivas. As espécies *C. rotundus* e *S. rhombifolia* foram as dominantes neste bloco (Figura 12), enquanto as demais espécies indicadoras foram comuns a outros blocos também mas apareceram em maior abundância no bloco A. No bloco B foram referidas apenas duas espécies indicadoras, sendo uma espécie de pteridófito, que foi exclusiva deste bloco, e uma espécie de liana que ocorreu em todos os blocos. Para o bloco C foi identificado o maior número de espécies indicadoras (13 espécies), sendo quatro espécies de herbáceas, três de arbustivas, três de arbóreas e três espécies de lianas (Tabela 2-ANEXO 1).

4.4 Comparação entre o tempo inicial (T4) e final (T14)

A comunidade do bloco A apresentou aumento significativo da densidade total de indivíduos e densidade de arbustivas entre os dois tempos (Tabela 3). A comunidade do bloco B aumentou significativamente em densidade total de indivíduos e de todas as formas de vida exceto para liana, em que o aumento não foi significativo (Tabela 3). No bloco C, a densidade total de indivíduos e de todas as formas de vida aumentou, exceto a de herbáceas que diminuiu. Assim, variação de densidade de indivíduos entre os dois tempos só foi significativa para as formas de vida herbácea e arbustiva (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da análise de variância para as densidades de indivíduos entre os tempos T4 e T14, para cada um dos blocos A, B e C. Dados coletados nos meses de abril de 2005 (T4) e fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Variáveis	Bloco A			Bloco B			Bloco C		
	F	p	variação	F	p	variação	F	p	variação
Total	10,88	0,030	aumentou	16,231	0,016	aumentou	5,280	0,083	aumentou
Herbácea	1,34	0,311	diminuiu	14,694	0,019	aumentou	71,80	0,001	diminuiu
Arbórea	2,64	0,180	aumentou	9,978	0,034	aumentou	110,70	< 0,001	aumentou
Arbustiva	39,02	0,003	aumentou	16,633	0,015	aumentou	1,403	0,302	aumentou
Liana	1,14	0,346	aumentou	1,798	0,251	aumentou	0,560	0,496	aumentou

Em todos os blocos durante este período de 14 meses, houve aumento significativo da riqueza total, de herbáceas e de arbóreas, indicado pela rarefação dos dados com um intervalo de confiança de 95% (Tabela 4). Para as formas de vida arbustiva e liana não foi feita a rarefação dos dados para a comparação da riqueza devido aos baixos valores de densidade e de riqueza observados no tempo T4 (Tabela 4). Para todos os blocos houve aumento de densidade e de riqueza dessas duas formas de vida.

Tabela 4. Resultado da rarefação dos dados para a comparação da riqueza de cada bloco entre os tempos T4 e T14. São indicados os valores de abundância e riqueza observadas, e abundância e riqueza estimadas pela rarefação. Dados coletados nos meses de abril de 2005 (T4) e fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

Blocos/ Variáveis	T4				T14			
	Abund Obs	Riqueza Obs	Abund estim	Riqueza estim	Abund Obs	Riqueza Obs	Abund estim	Riqueza estim
BLOCO A								
Total	865	20	-	-	1037	36	865	31-36
Herbácea	703	13	588	13-13	588	14	-	-
Arbórea	140	4	-	-	221	14	140	8-13
Arbustiva	4	2	-	-	205	5	-	-
Liana	12	1	-	-	23	3	-	-
BLOCO B								
Total	126	15	-	-	493	39	126	17-26
Herbácea	68	10	-	-	164	14	68	9-13
Arbórea	35	3	-	-	136	17	68	9-13
Arbustiva	1	1	-	-	137	5	-	-
Liana	21	1	-	-	56	3	-	-
BLOCO C								
Total	800	24	-	-	820	46	800	44-46
Herbácea	594	14	322	13-14	322	16	-	-
Arbórea	161	6	-	-	188	19	161	15-19
Arbustiva	5	3	-	-	245	6	-	-
Liana	45	1	-	-	65	5	-	-



Figura 13. Área experimental 25 meses após a implantação do experimento, mostrando regiões com densidades e dominâncias diferentes. Ribeirão Grande, S.P.

Durante este período de 14 meses, a similaridade florística entre parcelas do mesmo bloco aumentou e o desvio padrão dessa similaridade média diminuiu. Por outro lado, os valores de similaridade entre os blocos diminuíram de T4 para T14. Assim, os blocos tornaram-se mais diferentes quanto à sua composição florística ao longo do tempo (Figura 13), enquanto que as parcelas dentro de cada bloco se tornaram mais semelhantes (Tabela 5). A análise de correspondência (DCA) das comunidades no tempo T14 (Figura 11) agrupou as parcelas do mesmo bloco formando grupos melhor definidos do que a análise de DCA para as comunidades do tempo T4 (Figura 6).

A similaridade entre as comunidades amostradas nos tempos inicial e final, dos blocos B e C foram baixas. A similaridade entre as comunidades amostradas no tempo T4 e T14 no bloco A, foi mais alta que a observada para os outros blocos (Tabela 5). Portanto, a comunidade do bloco A foi a que apresentou menor mudança na composição florística entre os tempos inicial e final.

Tabela 5. Índices de similaridade de Morisita entre os blocos A, B e C em T4 e T14. Dados coletados nos meses de abril de 2005 (T4) e fevereiro de 2006 (T14). Ribeirão Grande, SP.

		T4			T14		
Tempo/	Blocos	A	B	C	A	B	C
T4	A	1,00					
	B	0,814	1,00				
	C	0,846	0,722	1,00			
T14	A	0,664	0,496	0,511	1,00		
	B	0,395	0,494	0,482	0,764	1,00	
	C	0,290	0,385	0,473	0,688	0,679	1,00

5. Discussão

5.1 Os fatores determinantes das diferenças entre as comunidades

As diferenças de composição florística e de estrutura observadas entre as comunidades regenerantes em cada bloco podem ser decorrentes de uma gama de fatores. Primeiramente, dois fatores atuam determinando a presença das sementes: a composição do banco de sementes alóctone na formação de origem do *topsoil*, e a composição da chuva de sementes que atinge a área em recuperação onde foi depositado o *topsoil* (Baider *et al.* 2001; Campos & Souza 2003; Hooper *et al.* 2004; Duncan 2006).

As comunidades registradas no tempo inicial, após quatro meses, devem refletir a composição do banco de sementes florestal alóctone que foi depositado junto ao *topsoil*. O período de 3 a 6 meses é quando germina a maioria das espécies, sendo o período usualmente utilizado para a quantificação de bancos de sementes (Brown 1992; Dalling *et al.* 1997). Em T4 a maioria das espécies amostradas foi comum a dois ou aos três blocos, sendo poucas as espécies exclusivas de um único bloco, e as que o foram ocorreram com baixa abundância (também observado por Tacey & Glossop 1980). Estas espécies de baixa densidade foram as responsáveis pela diferença de riqueza entre os blocos neste tempo inicial. O bloco com maior riqueza (bloco C) foi o que apresentou o maior número destas espécies e os menores valores de similaridade com os demais, enquanto que os blocos de menor riqueza (A e B) compartilharam um número maior de espécies e, conseqüentemente foram mais similares entre si. Estas pequenas diferenças de riqueza entre os blocos podem ser reflexos da grande heterogeneidade do banco de sementes florestal (Shono *et al.* 2006), o qual depende de processos aleatórios para a sua formação (Hubbell 2001; Lortie *et al.* 2004). A análise de DCA em T4 mostrou uma tendência de agrupamento entre parcelas do mesmo bloco mas apresentou muitas parcelas dispersas na área de plotagem, refletindo a alta similaridade também entre algumas parcelas de blocos distintos.

A maior diferença observada entre estas comunidades iniciais não foi em relação à composição florística mas sim à densidade total de indivíduos, que foi menor nas parcelas do bloco B. Essa menor densidade poderia ser decorrente da grande heterogeneidade natural de abundância das sementes nos bancos de sementes florestais (Dalling *et al.* 1997; Alvarez-Aquino *et al.* 2005). No entanto o alto teor de argila no solo alóctone do bloco B,

discrepante em relação aos outros, pode indicar que a camada de *topsoil* depositada foi coletada a uma profundidade maior que aquela depositada nos demais blocos. Pois a porcentagem de argila no solo tende a aumentar com a profundidade do solo (Baillie 1996; Vieira 1997). Assim, o banco de sementes viável, que está contido principalmente nos primeiros 5 cm do solo (Facelli & Pickett 1991; Bekker *et al.* 1998; Baider *et al.* 2001; Zhang *et al.* 2001), se dilui na grande camada de *topsoil* coletada. Conseqüentemente, muitas sementes ficam enterradas em camadas profundas e são impossibilitadas de germinar (Bakker *et al.* 1996) resultando em uma menor densidade de indivíduos regenerantes. Portanto nesse caso, o banco de sementes alóctone foi o determinante da baixa densidade de indivíduos no bloco B, mas não pela heterogeneidade natural do banco e sim por efeitos decorrentes do método utilizado para a coleta do *topsoil*.

A maior parte das sementes contidas no banco pertence a espécies pioneiras heliófilas que devem germinar durante os primeiros seis meses pós-distúrbio (Brown 1992; Dalling *et al.* 1997). As espécies tardias podem germinar gradualmente ao longo do tempo, contribuindo para o incremento em densidade e em riqueza das comunidades regenerantes. Entretanto, o incremento em densidade e riqueza registrado para as populações dessas espécies tardias foi muito menor do que o observado para as comunidades. Portanto, grande parte do incremento em densidade e em riqueza registrado ao longo dos 14 meses pode ser decorrente da chegada de sementes por outra via, a chuva de sementes. Nas comunidades dos blocos A e B, o incremento em riqueza e em densidade deve ter ocorrido através da chegada de indivíduos de novas espécies que passaram a dividir o espaço com as espécies colonizadoras (ver Brown & Fridley 2003). A área de estudo está inserida em uma paisagem com grande quantidade de remanescentes florestais (Capobianco 1992; CCRG 2003) que poderiam servir como fonte de propágulos para a área experimental (Melo *et al.* 2000). A presença de chuva de sementes nesta área pode ser evidenciada também pela presença de indivíduos de *Eucalyptus* sp que são exóticos à região. Esta espécie não estava presente na floresta de origem do *topsoil* (CCRG 2003), mas atingiu o talude a partir de propágulos dispersos por indivíduos adultos presentes em uma área adjacente ao talude. A chuva de sementes pode atingir a área experimental de forma zoocórica ou anemocórica, sendo que a síndrome de dispersão anemocórica é a prevalecente entre as espécies pioneiras (Dalling *et al.* 1997; Dalling *et al.* 1998a), que são a maioria nas comunidades regenerantes.

Como a área experimental é pequena e as parcelas estão distribuídas na mesma face do talude, provavelmente as sementes carregadas pelo vento têm a mesma chance de atingir todas as parcelas.

No entanto, os blocos apresentaram padrões diferentes de incremento de densidade de indivíduos ao longo do tempo, que poderiam estar relacionados com diferenças na quantidade de sementes dispersas para cada bloco. Mas, em comunidades onde a imigração contribui muito para a diversidade, mesmo que a chuva de sementes seja igualmente distribuída, a taxa de recrutamento dos indivíduos pode ser diferente dependendo da densidade inicial da comunidade (Bazzaz 1996; Brown & Fridley 2003; Duncan 2006). Comunidades com menor densidade de sementes devem recrutar um número maior de indivíduos durante os primeiros anos da sucessão (Duncan 2006). O maior incremento em densidade de indivíduos que ocorreu no bloco B deve estar relacionado à baixa densidade da colonização inicial neste bloco. Em contraposição, o bloco C apresentou maior densidade inicial e não apresentou incremento ao longo do tempo, provavelmente pelo mesmo motivo de que a habilidade da vegetação adjacente invadir as comunidades diminui com o aumento da densidade de sementes presentes na comunidade colonizadora (Brown & Fridley 2003; Duncan 2006). Portanto, o recrutamento dos indivíduos parece ser diferente entre os blocos, apesar da chuva de sementes ter sido igualmente distribuída.

Apesar do banco de sementes alóctone e da chuva de sementes provavelmente serem semelhantes por toda a área experimental, as comunidades de cada bloco se distinguiram ao longo do tempo. De T4 para T14, a similaridade florística entre os blocos diminuiu enquanto que a similaridade entre parcelas do mesmo bloco aumentou. Este padrão pode indicar que o estabelecimento das espécies está sendo determinado por fatores distintos ou que atuam de forma diferente em cada bloco. Assim, as diferenças de estrutura observadas no tempo final (T14) devem ter sido dirigidas pelos outros fatores, não aleatórios (Lortie *et al.* 2004), atuantes na comunidade ao longo da sucessão. Dentre estes fatores as condições do substrato do solo autóctone e do alóctone, devem ter grande influência sobre o estabelecimento das espécies (Uhl *et al.* 1981; Cortés-Castelán & Islebe 2005; Wijesinghe *et al.* 2005; Kwon *et al.* 2007).

A análise de PCA das características do solo do talude experimental (autóctone) não indicou diferenças entre os blocos, de modo que este não deve ter sido o responsável pelas

diferenças observadas na comunidade. Já para as características do solo contido no *topsoil* depositado (alóctone), houve uma forte separação das parcelas pertencentes aos três blocos. Apesar das PCAs serem apenas ferramentas exploratórias, elas explicaram uma grande porcentagem dos dados através do gradiente indicado pelos seus dois eixos principais. A análise de PCA para o solo alóctone indicou a separação do bloco A dos demais devido às altas concentrações de alumínio e o baixo pH, que caracterizam o solo deste bloco como de baixa fertilidade (Bell 1998; Dias 1998). Essas diferenças nas características químicas do solo podem ser decorrentes das variações de topografia existentes entre os pontos de coleta do *topsoil*. Tal variação das características edáficas pode ocorrer mesmo em áreas muito próximas dentro da mesma formação florestal (Figueroa-Rangel & Olvera-Vargas 2000; Finegan & Delgado 2000; Aidar *et al.* 2001; Botrel *et al.* 2002). Aidar *et al.* (2001) estudando uma floresta próxima à área do presente experimento observaram manchas de solo calcário próximas a manchas de solo com alta concentração de alumínio, e verificaram diferenças de composição florística na comunidade vegetal sobre estas manchas.

A alta concentração de alumínio pode reter a troca de bases indisponibilizando para as plantas alguns nutrientes do solo (Baillie 1989), afetando o crescimento, a estrutura da raiz, e a retenção de nutrientes por espécies herbáceas (Austrheim *et al.* 2005) e arbóreas (Gegout *et al.* 2003). Assim, o alto teor de alumínio e a baixa fertilidade do solo caracterizam ambientes mais restritivos onde algumas espécies florestais podem ser excluídas (Aidar *et al.* 2001), como representado pela menor riqueza de espécies arbóreas no bloco A. Já as espécies menos exigentes, como herbáceas, podem ser favorecidas (Banasova & Sucha 1998), de modo que este bloco A foi o único que apresentou proporções de herbáceas maiores que 50% na composição da comunidade nos dois tempos. As duas espécies que dominaram a comunidade do bloco A, *Cyperus rotundus* e *Sida rhombifolia*, provavelmente foram favorecidas pela baixa disponibilidade de nutrientes que pode levar à dominância da comunidade por espécies de menor porte, enquanto que espécies de maior porte devem dominar sobre solos mais férteis (Coomes & Grubb 2000), como as arbustivo-arbóreas observadas nos blocos B e C, de maior fertilidade.

As parcelas pertencentes ao bloco A foram mais similares entre si do que o foram as parcelas pertencentes aos blocos B e C. Provavelmente no ambiente mais restritivo do bloco A apenas espécies tolerantes ao alumínio podem colonizar, enquanto que nos blocos

B e C uma gama maior de espécies é apta a colonizar. Altas concentrações de nutrientes no solo permitem que poucas espécies dominantes competitivas (Davies & Semui 2006) que respondem rapidamente à disponibilidade de nutrientes (Tilman 1993), como *Ambrosia polystachya* e *Trema micrantha*, desalojem espécies tolerantes ao stress (Grime 1977; Carson & Pickett 1990; Gough *et al.* 2000; Averett *et al.* 2004), como as espécies ruderais colonizadoras. Portanto, sobre solos de maior fertilidade, como em B e C, o estabelecimento das espécies não deve ser restringido pelas características do solo (Campbell & Grime 1992) como ocorre no bloco A, mas sim pela habilidade competitiva das espécies (Grime 1973; Grime 1977).

Espécies do gênero *Ambrosia* apresentam grande plasticidade fenotípica e ampla tolerância ecológica (Bazzaz 1968; Dickerson & Sweet 1971), sendo comuns em áreas degradadas (Bazzaz 1974). Espécies desse gênero já foram descritas como dominantes durante os estágios iniciais de sucessão secundária em diversos biomas: *Ambrosia* spp (Genton *et al.* 2005; Chauvel *et al.* 2006; Drezner 2006), *A. elatior* (Keever 1950), *A. artemisiifolia* (Bazzaz 1968; Bazzaz & Mezga 1973; Miller & Werner 1987; Goldberg & Miller 1990; Clay *et al.* 2006). A dominância das espécies deste gênero deve estar relacionada à maior capacidade de exploração dos recursos, como já descrito para *A. artemisiifolia* que consegue explorar mais rapidamente os nutrientes do solo do que outras herbáceas (Goldberg & Miller 1990; Cahill & Casper 1999; Clay *et al.* 2006). No presente estudo, a espécie *A. polystachya* apresentou maior densidade de indivíduos no bloco C, caracterizado como de solo mais fértil, seguido do bloco B. Possivelmente, as condições edáficas do bloco A, de baixa fertilidade, não foram tão favoráveis a esta espécie assim como a alta densidade de espécies herbáceas que poderiam impedir a germinação de *A. polystachya*, como já descrito para a espécie do mesmo gênero *A. artemisiifolia* (Bazzaz 1968).

A outra espécie dominante dos blocos B e C, *Trema micrantha*, foi a espécie arbórea que apresentou maior densidade nos dois tempos (T4 e T14). Ao contrário das outras espécies dominantes sua densidade absoluta não foi diferente entre os blocos. A não dominância da espécie *T. micrantha* apenas no bloco A se deve à alta abundância relativa das espécies herbáceas neste bloco. *T. micrantha* tem hábito ruderal e não é exigente quanto ao tipo de solo (Blume 1856), provavelmente devido à associação das suas raízes com

fungos micorrízicos (St-John 1980; Vázquez-Yanes 1998). No entanto, já foi descrito que espécies deste gênero se desenvolvem melhor e são mais competitivas sobre solos mais férteis (Davies & Semui 2006), como aqui observado pela menor altura média dos indivíduos de *Trema* no bloco A, de menor fertilidade.

Assim, a heterogeneidade da comunidade regenerante deve ter sido determinada principalmente pelas características do solo presente no *topsoil* transplantado. A partir do *topsoil* coletado dentro de uma mesma formação florestal podem regenerar comunidades que diferem quanto à composição florística, às formas de vida, às espécies dominantes, à densidade da colonização, e aos padrões de incremento de densidade e riqueza.

5.2 Implicações para a recuperação de áreas degradadas

As diferenças observadas entre as comunidades finais e entre os fatores atuantes em cada comunidade têm implicações para a ecologia da restauração. As três comunidades passaram pelo processo de substituição de espécies mas o fizeram por diferentes trajetórias, de modo que foram se distinguindo ao longo do tempo e deverão se distinguir ainda mais no decorrer do processo de recolonização da área. Apesar do período de 14 meses de acompanhamento da regeneração ter sido curto é durante os cinco primeiros anos de sucessão que as mudanças na estrutura da comunidade ocorrem mais rapidamente (van Breugel *et al.* 2006) podendo determinar o caminho sucessional nos próximos estádios (Ashby 1987; Guariguata & Ostertag 2001). Assim, a partir dos resultados apresentados podemos inferir quais os possíveis caminhos a serem percorridos por cada uma destas comunidades ao longo do processo de restauração das suas funções ecológicas.

O bloco C, onde o *topsoil* depositado foi coletado com uma profundidade adequada e o solo alóctone nele contido foi considerado fértil, representa a situação ideal para a recuperação de taludes utilizando esta técnica. A comunidade regenerante nesta situação ideal colonizou a área rapidamente e constituiu após 14 meses uma comunidade com as maiores densidade de indivíduos, riqueza de espécies total e riqueza de arbóreas, do que os outros blocos. Portanto esta comunidade do bloco C caminhou mais rapidamente para atingir a estrutura florestal almejada quando se utiliza a técnica de transposição de *topsoil* para a recuperação de taludes.

No bloco B, a baixa densidade de indivíduos germinados a partir do banco de sementes comprometeu a colonização inicial, que foi menos densa e mais lenta que aquela ocorrida nos outros blocos. No entanto, a alta fertilidade do solo permitiu que ao fim de 14 meses a comunidade atingisse uma estrutura com características semelhantes àquela do bloco C, graças à presença da chuva de sementes oriunda de áreas adjacentes. Assim, em áreas onde há poucos remanescentes florestais e, portanto a chuva de sementes deve ser escassa (Zimmerman *et al.* 2000; Cubina & Aide 2001; Hooper *et al.* 2004), a coleta de camadas profundas de *topsoil* poderá comprometer o sucesso da recuperação.

Nestes dois blocos, B e C, a dominância por espécies arbustivo-arbóreas pode facilitar a evolução em direção a uma comunidade com estrutura florestal, apesar da alta fertilidade do solo aumentar a importância da competição na seleção das espécies estabelecidas (Grime 1977; Campbell & Grime 1992). Nesta fase inicial a presença de espécies arbustivo-arbóreas sombreando a área e conseqüentemente promovendo a diminuição da temperatura e o aumento da umidade próxima ao solo (Clay *et al.* 2006) deve favorecer o recrutamento de espécies florestais (Zahawi & Augspurger 1999; Zahawi & Augspurger 2006), diminuir a competição com as espécies herbáceas heliófilas (Weiher 2003), e aumentar a chuva de sementes se as espécies dominantes forem atrativas da fauna (Sarmiento 1997). A principal espécie arbórea nestas comunidades, *T. micrantha*, é dispersa por aves e considerada atrativa da fauna (Wheelwright *et al.* 1984; Vázquez-Yanes 1998). Neste contexto, as espécies *T. micrantha* e *A. polystachya* podem vir a agir como facilitadoras da sucessão de espécies (Callaway 1995; Walli 1999; Zahawi & Augspurger 1999; Zahawi & Augspurger 2006). A facilitação resulta em aumento de diversidade e produtividade em diferentes sistemas e desenvolve um importante papel durante a regeneração pós-distúrbio (Callaway 1995) podendo promover a recuperação da área com maior rapidez.

A baixa fertilidade do solo no bloco A não comprometeu a velocidade de colonização que foi tão rápida e densa quanto a do bloco C, de maior fertilidade. No entanto a condição edáfica do bloco A propiciou a perpetuação de uma comunidade herbácea que mudou pouco ao longo do tempo, como expresso pela alta similaridade florística entre a mesma comunidade nos tempos final (T14) e inicial (T4). Esta baixa taxa de mudança da comunidade deve estar relacionada à restrição ambiental neste bloco, que

permite a colonização por uma gama menor de espécies do que sobre solos mais férteis (Campbell & Grime 1992) comparando-se áreas dentro do mesmo ecossistema.

A estrutura da comunidade e as espécies dominantes nesta fase inicial influenciarão a composição florística, a densidade da regeneração sob seu dossel, e a estrutura da comunidade durante os próximos estágios da sucessão (Finegan & Delgado 2000; Mesquita *et al.* 2001; Weiher 2003; Emery & Gross 2006). O estabelecimento e a dominância de espécies ruderais no bloco A, que são mais agressivas, podem inibir a regeneração de espécies mais tardias na sucessão florestal (Grime 1979; Woods 1989; Zahawi e Augspurger 1999; Averett *et al.* 2004). Para a espécie dominante *Cyperus rotundus*, por exemplo, já foram descritos efeitos negativos sobre o desenvolvimento de outras espécies (Leon *et al.* 2003; Drost & Doll 1980; Blanco *et al.* 1991; Moffet & McCloskey 1998), e mesmo efeitos alelopáticos (Friedman & Horowitz 1971; Quayyum *et al.* 2000). A baixa fertilidade do solo pode propiciar também a competição radicular entre as espécies por estimular o aumento da densidade de raízes finas no solo sub-superficial (Coomes & Grubb 2000), diminuindo a taxa de crescimento dos indivíduos arbóreos (Davies & Semui 2006) principalmente quando no estágio de plântulas (Kueffer *et al.* 2007), e mantendo a alta incidência luminosa. Assim como observado durante estes 14 meses, uma comunidade regenerante sobre solo de baixa fertilidade com dominância de espécies herbáceas provavelmente demorará mais tempo para atingir uma estrutura florestal e ser considerada recuperada.

Portanto, a fertilidade do solo e a densidade de sementes presentes no *topsoil* transposto para a área a ser recuperada influenciam na velocidade de recuperação e na estrutura das comunidades regenerantes, mas devem atuar em diferentes momentos no decorrer da sucessão. As características do solo devem ser mais determinantes da estrutura final das comunidades, enquanto que a densidade do banco de sementes deve ser mais determinante da velocidade e densidade da colonização inicial, dependendo da presença ou não de chuva de sementes na área.

6.3 A heterogeneidade na recuperação de áreas degradadas

Se analisarmos não a comunidade de cada bloco mas a comunidade da área experimental como um todo verificamos que a regeneração a partir do *topsoil* gerou uma

comunidade bastante heterogênea. Se o *topsoil* coletado em uma área relativamente pequena (aprox. 2 ha) gerou este padrão, em medidas de recuperação em larga escala, como é o caso de muitas mineradoras, a heterogeneidade de características do *topsoil* poderá ser ainda maior. A heterogeneidade da comunidade gerada e conseqüentemente a imprevisibilidade deste método de recuperação podem ser aparentemente negativas do ponto de vista técnico de revegetação de taludes. Em áreas de talude sob risco de erosão (Abrahão & Mello 1998), deve ser importante prever uma reocupação rápida da comunidade com uma estrutura final adequada a fim de se controlar os riscos de deslizamentos. Quando este for o caso, a coleta do *topsoil* deve ser realizada em áreas próximas evitando-se topografias acidentadas e deve ser feita a homogeneização do *topsoil* antes de sua deposição no talude. Após a deposição do *topsoil*, medidas de enriquecimento de espécies, adensamento, ou adubação química podem conferir maior rapidez e cobertura à colonização.

No entanto, esta heterogeneidade deve constituir um aspecto positivo em medidas de recuperação pois está relacionada à sustentabilidade do sistema. A diferença de composição florística e de riqueza entre os blocos gerou uma riqueza de espécies para a área experimental como um todo, maior do que aquela observada em outros estudos semelhantes (Gisler 1995; Nave 2005). As diferenças de densidade de indivíduos entre os blocos resultaram em diferentes padrões de incremento de riqueza e densidade ao longo do tempo. Na área como um todo, diferenças observadas quanto às espécies dominantes nos blocos representam a heterogeneidade de padrões de entrada de luz, por exemplo. Estes diferentes padrões ambientais, edáficos e de estrutura e composição da comunidade representam diferentes nichos de colonização. Estudos descritivos realizados em formações nativas reportam uma correlação positiva entre o grau de heterogeneidade do ambiente e a riqueza de espécies (Ricklefs 1977; Huston, 1999; García & Houle 2005; Wijesinghe et al. 2005). Tacey & Glossop (1980) também registraram grande variância na comunidade regenerante e observaram que este padrão de colonização heterogêneo tende a se perpetuar ao longo do tempo. Os autores apontam que a heterogeneidade de sítios de regeneração durante a fase inicial de sucessão pode resultar em maior riqueza de espécies do que em áreas homogêneas. Portanto, em projetos de recuperação que tenham como objetivo a formação de uma comunidade diversa, a heterogeneidade deve ser positiva, e pode ser

induzida através da coleta de *topsoil* em diferentes áreas mesmo que dentro da mesma formação florestal.

6. Considerações finais

As características do solo contido no *topsoil* transposto e a método de coleta do *topsoil* devem ter sido os principais determinantes da heterogeneidade da comunidade regenerante. As características do solo devem ser mais determinantes da estrutura final das comunidades enquanto que a densidade do banco de sementes, como resultado da profundidade da camada de *topsoil* coletada, deve ser mais determinante da velocidade e densidade da colonização inicial. Sobre ambos os tipos de solos a colonização inicial poderá ser rápida e densa, mas se houver baixa densidade do banco de sementes a colonização será mais lenta e menos densa. Portanto para a recuperação de taludes que necessitam de uma cobertura inicial rápida e densa, a profundidade de coleta do *topsoil* pode ser mais importante que as características de fertilidade do solo alóctone, se estas não forem muito extremas, pois essas podem ser corrigidas através da aplicação de adubação química.

A composição da comunidade inicial deverá, por sua vez, influenciar também a trajetória da sucessão de espécies e conseqüentemente da recuperação. A dominância por espécies arbustivo-arbóreas poderá facilitar a recuperação da comunidade em direção a uma estrutura florestal, enquanto que a dominância por espécies herbáceas poderá inibir ou retardar esse processo. Como o período de acompanhamento foi curto, não é possível concluir sobre os efeitos das interações intra e inter específicas no processo de recuperação, mas os resultados apresentados poderão fornecer subsídios para que outros estudos de longo prazo o façam.

Os fatores apresentados somados às diferenças de composição florística do banco de sementes dentro da mesma formação florestal fazem com que a recuperação de áreas degradadas com o uso de *topsoil* gere comunidades pouco previsíveis. De modo que a heterogeneidade ambiental, edáfica e biótica tanto da área de coleta do *topsoil* quanto da área onde foi depositado proporcionará uma comunidade regenerante heterogênea. Esta heterogeneidade deve ser positiva quando se objetiva à recuperação estrutural da

comunidade, podendo ser um meio de propiciar maior riqueza e diversidade na comunidade e portanto maior sustentabilidade da área em recuperação.

Os padrões aqui observados e as hipóteses levantadas deixam muitas questões a serem respondidas em estudos futuros. Para respondê-las é necessária a avaliação de forma controlada das conseqüências da heterogeneidade de solos sobre a comunidade vegetal e as suas implicações para a recuperação de áreas degradadas. Sugere-se promover experimentalmente a heterogeneidade do solo controlando-se as outras causas de variação aqui observadas através da quantificação e identificação do banco de sementes contido no *topsoil* e da chuva de sementes que atinge a área em recuperação ao longo do tempo. Dessa forma é possível quantificar de forma mais precisa também o efeito da heterogeneidade de ambientes na riqueza e diversidade florística das áreas restauradas. De modo mais específico podem ser avaliadas também as conseqüências para a regeneração, da formação de um dossel com dominância de uma espécie como ocorrido para *Ambrosia polystachia* e *Trema micrantha*, avaliando os efeitos de inibição, facilitação e competição ao longo do tempo. Desse modo, o acompanhamento da regeneração deve ser uma forma de utilizar os estudos em recuperação de áreas degradadas como laboratório para estudos experimentais em ecologia.

ANEXO 1

Tabela 1. Lista das espécies amostradas no tempo inicial T4 (março de 2005), organizadas por ordem alfabética de família seguida de espécie, com seus respectivos nomes populares e forma de vida. A classificação sucessional (CS) está indicada por pioneira (P), não pioneira (NP) ou pelo ambiente em que ocorre. Seguido pelo número do coletor (Jakovac, A.C.C.). Sua presença nos blocos (A, B e C) está indicada com um “x”. São apresentados os valores de indicação observados (VI), valores de indicação médios (VI médio), desvio padrão dos valores de VI obtidos pela randomização, e o valor de p resultante do teste de Monte Carlo com nível de significância de 0,05, para 1.000 randomizações. A coluna “grupo” indica os blocos dos quais as espécies são consideradas indicadoras,, para o tempo T4 (abril de 2005).

Família/espécie	nome popular	forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras				
					A	B	C	Grupo	IV	IV médio	D.P.	p
Amaranthaceae												
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Caruru	arbustiva	P		x	x	x	A	75	48.5	8.66	0.004
Asteraceae												
<i>Baccharis</i> sp		arbustiva	P	131			x	C	100	99.8	4.47	1.000
<i>Bidens pilosa</i> L.	Carrapicho	herbácea	erva ruderal	23	x	x	x	C	48.7	45.1	7.1	0.278
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Serralha	herbácea		19	x	x	x	A	49.3	42.6	5.64	0.132
<i>Eupatorium</i> sp		herbácea		47	x		x	C	65.2	55.5	12	0.214
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers	Erva-preá	herbácea		63	x	x	x	C	48.1	50.2	9.54	0.576
Cannabaceae												
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pau pólvora	arbórea	P		x	x	x	A	45.8	39.6	3.9	0.068
Cyperaceae												
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Tiririca	herbácea	erva ruderal	39	x	x	x	A	83.9	43.1	5.63	0.002
<i>Cyperus</i> sp	Tiririca	herbácea	erva ruderal	99	x	x	x	A	84.3	43.6	6.09	0.002
Euphorbiaceae												
<i>Ricinus communis</i> L.	Mamona	arbustiva	P		x		x	C	66.7	62.9	19	0.78
Fabaceae												
subfamília Caesalpinoideae												
<i>Cassia bicapsulares</i> L.	Canudo de pito	arbórea	P		x		x	C	50	56.8	12.4	0.826
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Aleluieiro	arbórea	P		x		x	C	84.6	55	12	0.026
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Guapuruvu	arbórea	P		x		x	A	100	58.2	13.3	0.028
subfamília Faboideae												
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Calopogônio	liana			x	x	x	C	57.5	43	5.93	0.028
<i>Machaerium stiptatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvina	arbórea	P			x	x	B	50	67.4	24.1	1.000
Malvaceae												
<i>Sida</i> sp2		herbácea		76	x	x	x	A	60.7	42.3	5.38	0.002

Família/espécie	nome popular	forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras					
					A	B	C	Grupo	IV	IV médio	D.P.	p	
<i>Sida carpinifolia</i> L.f.	Guaxuma	herbácea		24	x		x	C	63.4	46.4	7.6	0.040	
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Guaxuma	herbácea	erva ruderal	41	x	x	x	A	51.4	42.3	5.38	0.056	
Poaceae													
<i>Coix lacrima</i> Jobi	Lágrima de N. Sa.	herbácea	erva ruderal	01	x	x	x	C	76.5	44.3	6.19	0.002	
<i>Ichnanthus cf bambuziflorus</i> (Trin) Doell		herbácea		103	x		x	C	81.4	45.4	6.99	0.002	
<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw) Munro		herbácea		34	x	x	x	C	74.2	43.7	5.98	0.002	
<i>Setaria parviflora</i> (Poir) Kerguélen		herbácea		43	x		x	C	86.1	47.7	8.19	0.002	
Pteridaceae													
<i>Pteris vittata</i> L.	Samambaia de muro	herbácea		129			x	C	100	99.8	4.47	1.000	
Solanaceae													
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	Fumo bravo	arbórea	P				x	C	100	50.5	10.1	0.002	
Indeterminada													
Indeterminada		arbórea	Nc				x	x	C	66.7	55.7	13.2	0.346

Tabela 2. Lista das espécies amostradas no tempo final T14 (fevereiro de 2006), organizadas por ordem alfabética de família seguida de espécie, com seus respectivos nomes populares e forma de vida. A classificação sucessional (CS) está indicada por pioneira (P), não pioneira (NP) ou pelo ambiente em que ocorre. Seguido pelo número do coletor (Jakovac, A.C.C.). Sua presença nos blocos (A, B e C) está indicada com um “x”. São apresentados os valores de indicação observados (VI), valores de indicação médios (VI médio), desvio padrão dos valores de VI obtidos pela randomização, e o valor de p resultante do teste de Monte Carlo com nível de significância de 0,05, para 1.000 randomizações. A coluna “grupo” indica os blocos dos quais as espécies são consideradas indicadoras, para o tempo T14 (fevereiro de 2006).

Família/espécie	Nome popular	Forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras				
					A	B	C	Blocos	IV	IV médio	D.P.	p
Amaranthaceae												
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Caruru	arbustiva	ruderal		x	x		A	80	47.9	8	0.002
Anacardiaceae												
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenteira	arbórea	P		x		x	A	60	62.7	16.31	0.760
Apocynaceae												
<i>Araujia sericifera</i> Brot.		liana	ruderal	110			x	C	100	57.5	13.37	0.004
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Leiteiro	arbórea	NP			x	x	B	71.3	83.1	11.68	1.000
Asteraceae												
<i>Ambrosia polystachya</i> DC.	Cravorana Alecrim do campo	arbustiva	ruderal	40	x	x	x	C	48.8	37.7	2.98	0.002
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Indeterminada	arbustiva	P	115		x		B	99.8	99.6	4.46	1.000
		arbustiva	Nc			x		B	99.8	99.6	4.46	1.000
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.		liana	NP	2	x		x	A	78.9	48.8	9.09	0.008
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	Botão de ouro	herbácea	erva ruderal	117	x	x		A	66.6	62.8	17.18	0.548
<i>Vernonia polyanthes</i> Less	Assa peixe	arbustiva	P	116			x	C	99.9	69	21.73	0.070
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers	Erva-preá	herbácea	NP	93	x	x	x	B	51.1	45.9	7.42	0.202
Cannabaceae												
<i>Celtis spinosa</i> Spreng.	Grão de galo	arbórea	P				x	C	99.9	63.2	17.27	0.022
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crindiuva	arbórea	P		x	x	x	A	40	38.1	3.1	0.246
Cannaceae												
<i>Canna</i> sp		herbácea		62	x	x	x	C	54.8	50	10.12	0.296
Urticaceae												
<i>Cecropia patchystachia</i> Trécul.	Embaúba	arbórea	P			x	x	C	57.1	68.7	21.66	0.732

Família/espécie	Nome popular	Forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras				
					A	B	C	Blocos	IV	IV médio	D.P.	p
Cucurbitaceae												
<i>Wilbrandia cf hibiscoides</i> Silva Manso		liana		119			x	C	100	52.4	10.62	0.002
Cyperaceae												
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Tiririca	herbácea	erva ruderal	160	x	x	x	A	91.1	45.4	7.14	0.002
<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torrey) Mattf. & Kük.		herbácea	erva ruderal	68			x	C	100	78.9	14.96	0.060
<i>Cyperus</i> sp	Tiririca	herbácea	erva ruderal	100		x		B	99.8	99.6	4.46	1.000
Euphorbiaceae												
<i>Alchornea triplinervea</i> (Spreng) Muell. Arg.	Tapiá	arbórea	NP		x		x	C	57.1	69.3	21.78	0.752
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	arbórea	P				x	C	99.8	99.6	4.46	0.286
<i>Ricinus communis</i> L.	Mamona	arbustiva	P		x		x	C	57.1	68.8	21.65	0.742
Fabaceae												
subfamília Caesalpinoideae												
<i>Cassia bicapsulares</i> L.	Canudo de pito	arbórea	P	113			x	C	99.8	99.6	4.46	0.274
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Guapuruvu	arbórea	P		x			A	99.8	99.6	4.46	1.000
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Aleluieiro	arbórea	P		x	x	x	C	60	49.2	8.95	0.150
subfamília Faboideae												
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Calopogônio	liana			x	x		A	70	56.2	12.89	0.146
<i>Lonchocarpus cf campestris</i> Mart. ex Benth.		arbórea	NP				x	B	99.8	99.6	4.46	1.000
<i>Machaerium stiptatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvina Coração de negro	arbórea	NP			x	x	C	80	58.5	13.51	0.076
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.		arbórea	P				x	C	99.9	62.7	16.83	0.020
subfamília Mimosoideae												
<i>Piptadenia gonoacantha</i> Mart.	Pau jacaré	arbórea	NP			x	x	C	57.1	68	21.44	0.718
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	Arranha gato	arbórea	NP		x	x	x	B	46.1	57.7	13.31	0.926
Gleicheniaceae												
<i>Sticherus</i> sp		herbácea		75		x		B	100	70.5	15.88	0.106
Hypoxidaceae												
<i>Hypoxis cf decumbens</i> L.	Falsa-tiririca	herbácea	NP	14	x		x	C	69	53.7	11.82	0.148
Malvaceae												
<i>Abutilon rufinerve</i> St. Hill		arbustiva	Nc	120	x			A	99.8	99.6	4.46	1.000

Família/espécie	Nome popular	Forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras						
					A	B	C	Blocos	IV	IV médio	D.P.	p		
<i>Pavonia communis</i> A. St.-Hil.	Malva	arbustiva	erva ruderal	97			x	C	99.9	68.2	21.47	0.060		
<i>Sida planicaulis</i> Cav.		herbácea		48	x	x	x	A	42.5	44.2	6.48	0.540		
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Gaxuma	herbácea	erva ruderal	161	x	x	x	A	65.9	40.9	4.47	0.002		
<i>Sida</i> sp		herbácea		162	x			A	99.9	77.2	16.37	0.320		
Marantaceae														
<i>Maranta</i> sp		herbácea		118			x	C	99.9	99.7	4.47	0.276		
Melastomataceae														
Indeterminada		herbácea					x	A	99.9	99.7	4.47	1.000		
<i>Tibouchina</i> sp		arbórea	P				x	x	A	66.6	63.4	17.31	0.402	
Menispermaceae														
<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.		liana		121			x	x	C	74.8	49.2	8.99	0.010	
Moraceae														
<i>Sorocea boplandii</i> Burger		arbórea	NP				x	x	A	50	67.6	21.31	1.000	
Myrsinaceae														
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz et Pav.) Mez.	Capororoca	arbórea	P				x	x	x	C	47.1	55.2	12.5	0.718
Myrtaceae														
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O Berg) Niedo		arbórea	NP	122			x	x	C	72.7	62.6	16.9	0.276	
<i>Eucalyptus</i> sp	Eucalipto	arbórea	P				x		A	99.8	99.6	4.46	1.000	
Indeterminada		arbórea	Nc					x	B	99.8	99.6	4.46	1.000	
Passifloraceae														
<i>Passiflora amethystina</i> Mikan		liana		111	x	x	x	B	66.3	44.5	6.35	0.002		
Piperaceae														
<i>Piper aduncun</i> L.	Caapeba	arbustiva	Sub-bosque	123				x	C	99.9	61.4	16.38	0.020	
Poaceae														
<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw) Munro		herbácea		169	x	x	x	C	74.8	42.4	5.27	0.002		
<i>Panicum pilosum</i> Sw.		herbácea		22	x		x	A	92.3	51.8	10.53	0.002		
<i>Sorghum bicolor</i> L. Hoench		herbácea	NP	85				x	C	100	79.8	10.45	0.030	
Pteridaceae														
<i>Pityrogramma calomelanos</i> L. (Link)		herbácea		74			x	B	100	54.3	11.23	0.002		
<i>Pteris vittata</i> L.	Samambaia de muro	herbácea		172				x	C	100	64.1	15.26	0.016	

Família/espécie	Nome popular	Forma de vida	CS	nº do coletor	Blocos			Análise de espécies indicadoras				
					A	B	C	Blocos	IV	IV médio	D.P.	p
Rosaceae												
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	Amora silvestre	herbácea	NP	124	x			B	99.8	99.6	4.46	1.000
Rutaceae												
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica de porca	arbórea	NP			x		B	99.9	70.1	22.41	0.356
Salicaceae												
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	arbórea	P				x	C	99.8	99.6	4.46	0.264
Sapindaceae												
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Camboatã	arbórea	NP			x	x	C	80	68.1	16.9	0.240
Scrophulariaceae												
<i>Buddleia stachyoides</i> Cham. & Schltdl.		herbácea	erva ruderal	125	x	x	x	A	75	50.7	9.67	0.022
Solanaceae												
<i>Solanum cf paranense</i> Dusén		arbórea	P		x		x	A	69.2	59.8	14.21	0.348
<i>Solanum concinnum</i> Schott.		arbustiva	Sub-bosque	130		x	x	C	84.2	53.1	11.49	0.016
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	Fumo bravo	arbórea	P		x	x	x	C	50.5	41.9	5.23	0.084
<i>Solanum inaequale</i> Vell.		arbórea	P		x			A	99.8	99.6	4.46	1.000
<i>Solanum variable</i> Mart.		arbórea	P		x	x	x	C	76.9	54	11.43	0.046
Thelypteridaceae												
<i>Thelypteris</i> sp		herbácea		73		x		B	99.8	99.6	4.46	1.000
Verbenaceae												
<i>Lantana camara</i> L.	Cambará	herbácea	erva ruderal		x	x	x	A	41.5	40.2	4.15	0.326
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Gervão-azul	herbácea	erva ruderal	94			x	C	100	53.4	11.31	0.002
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Vassorinha	herbácea	erva ruderal	102	x		x	A	66.7	51.6	10.34	0.108
Indeterminada												
Indeterminada		arbustiva	Nc		x			A	99.8	99.6	4.46	1.000

DISCUSSÃO GERAL

Subsídios para a definição de critérios de avaliação da recuperação

A partir dos resultados apresentados e discutidos nos dois capítulos anteriores é possível fazer algumas considerações sobre os critérios a serem utilizados para a avaliação de projetos de recuperação de áreas degradadas que utilizem a técnica de transposição do *topsoil*. A comparação dos resultados aqui obtidos com aqueles apresentados por outras técnicas de recuperação mostra que a comunidade gerada a partir de cada método deve ser diferente em estrutura e em composição florística. Portanto, para a definição de critérios de avaliação devem ser consideradas as limitações de cada técnica, sendo definidos critérios específicos para cada uma (Palmer *et al.* 1997). No caso de taludes onde um dos principais objetivos funcionais deve ser o controle da erosão, a cobertura do solo deve ser um critério considerado (Snelder & Bryan 1995; Cerdá & García-Fayos 1997; Andrés & Jorba 2000; Gonçalves *et al.* 2003). No presente estudo, a variável densidade de indivíduos, total e por formas de vida, não indicou diferenças entre os tratamentos de contenção testados. Assim, essas variáveis não foram bons preditores da cobertura do solo, enquanto que a porcentagem de solo exposto foi mais informativa, identificando diferenças entre os tratamentos.

Alguns autores têm buscado valores fixos de parâmetros indicadores, e intervalos de tempo em que devem ser atingidos estes valores ao longo do processo de recuperação (Tacey & Glossop 1980; Grant 2006). No entanto, as grandes diferenças na estrutura de comunidades florestais naturais ou restauradas, e dentro da mesma formação (Figueiroa-Rangel & Olvera-Vargas 2000; DeWalt *et al.* 2003), dificultam a determinação de valores universais. O parâmetro densidade total de indivíduos, apesar de ser útil em caracterizar e comparar as comunidades, pode não ser tão eficiente em descrever o grau de recuperação da área. As comunidades do bloco A e do bloco C, por exemplo, foram semelhantes quanto à densidade total de indivíduos mas apresentaram estruturas muito diferentes, em contraposição as comunidades dos blocos B e C, mais semelhantes em estrutura, tiveram valores de densidade muito diferentes. A partir da análise da densidade total de indivíduos, poderíamos considerar a comunidade do bloco B, que se distingue dos demais blocos pela baixa densidade de indivíduos, como em um estágio de recuperação anterior ao deles. No entanto, este bloco B apresenta as densidades de indivíduos

bem distribuídas entre as formas de vida constituintes da comunidade colonizadora, além de apresentar diminuição da proporção de herbáceas e o aumento da proporção de arbóreas ao longo do tempo. Durante o processo de sucessão em comunidades florestais tropicais e, portanto em áreas em processo de recuperação, deve ocorrer ao longo do tempo a diminuição da densidade de indivíduos de espécies herbáceas e de lianas (Dupuy & Chazdon 2006) e o aumento da densidade de arbóreas (Capers *et al.* 2005; van Breugel *et al.* 2006; Grant 2006).

Da mesma forma que a densidade de indivíduos, os valores absolutos de riqueza podem ser pouco explicativos. As comunidades iniciais dos blocos A e C, por exemplo, apresentaram valores de riqueza total semelhantes, entretanto no bloco A a riqueza estava concentrada em espécies herbáceas ruderais enquanto que no bloco C ela estava mais bem distribuída pelas outras formas de vida, e com maior proporção de espécies arbóreas. Quando a avaliação se baseia nos valores absolutos da riqueza de espécies, formações secundárias e áreas restauradas (Shono *et al.* 2006) podem atingir rapidamente valores semelhantes aos de florestas maduras (Finegan 1996; Guariguata & Ostertag 2001) sem necessariamente possuir a estrutura florestal desejada. Para uma análise mais fidedigna do status sucessional da comunidade a riqueza de espécies deve ser avaliada considerando-se a contribuição das diferentes formas de vida. Em todos os blocos houve incremento da riqueza de espécies herbáceas, arbustivas, arbóreas e de lianas ao longo do tempo. Durante os primeiros anos da sucessão e, portanto das comunidades regenerantes a partir do *topsoil*, a riqueza de espécies arbustivas e arbóreas deve aumentar (van Breugel *et al.* 2006; Grant 2006; Shono *et al.* 2006). Para as herbáceas e lianas, a riqueza de espécies pode ser muito variável entre os estágios sucessionais, tipos de formações florestais e padrões de luz (DeWalt *et al.* 2003), pois o que mais varia ao longo do processo de sucessão é a abundância destas formas de vida (Dupuy & Chazdon 1998; Dupuy & Chazdon 2006), como observado no presente experimento.

Portanto, além de desmembrar os valores absolutos dos parâmetros densidade de indivíduos e riqueza de espécies em proporções por formas de vida, o critério de avaliação deverá ser mais instrutivo se considerada também a mudança destas proporções ao longo do tempo. Com isso permitem-se comparações e avaliações sem a necessidade de um parâmetro fixo, contornando-se o problema da grande variância de densidade e riqueza registrada em

comunidades de diferentes formações florestais ou mesmo dentro da mesma área (van Breugel *et al.* 2006).

O índice de dominância de Berger-Parker pode indicar padrões gerais em comunidades que diferem em composição florística (Bulla 1994). Aos 14 meses as comunidades dos três blocos, que diferiram em composição florística, apresentaram valores semelhantes deste índice de dominância. No entanto, as espécies dominantes foram diferentes no bloco A em comparação aos blocos B e C. Mesmo formações florestais secundárias avançadas podem ter altos valores de dominância de uma ou mais espécies (Oliveira *et al.* 2001; DeWalt *et al.* 2003), de modo que não há uma relação estreita entre os valores de dominância e o estágio sucessional. Portanto, este índice de dominância só será explicativo se acompanhado da espécie dominante, o que deve variar ao longo da sucessão. A dominância por espécies herbáceas, por exemplo, deve ser transitória sendo substituída ao longo do tempo por espécies arbóreas (Finegan 1996).

Junto às análises quantitativas, são necessárias também avaliações qualitativas sobre a composição florística da comunidade. Como aqui observado, ao longo do tempo a composição florística da comunidade deve mudar como resultado da substituição de espécies, que caracteriza o processo de sucessão (Whitmore 1989; Budowski 1965; Shono *et al.* 2006). No bloco A onde houve dominância de herbáceas ao longo dos 14 meses, apesar de algumas espécies terem se substituído ao longo do tempo a maioria daquelas presentes no tempo inicial se mantiveram na comunidade no tempo final. Nos outros blocos houve uma maior diferenciação da comunidade entre os dois tempos, o que deve ser esperado para comunidades em sucessão secundária inicial (Finegan 1996; Shono *et al.* 2006). Portanto, a dissimilaridade florística pode ser um critério utilizado para avaliar a diferenciação da comunidade, de forma que a comunidade em regeneração deve ao longo do tempo se tornar mais dissimilar à mesma comunidade quando em um tempo inicial.

Portanto, para serem consideradas em processo de recuperação as comunidades podem ser estruturalmente diferentes das áreas nativas adjacentes, mas devem estar em mudança ao longo do tempo e ser capazes de se restabelecer após distúrbios naturais (Rodrigues & Gandolfi 2004; EPA 1995 *apud* Grant 2006) retornando a um estado ou condição da qual ele possa se auto-sustentar (Parker & Pickett 1997). Dentro desta lógica, para a avaliação da recuperação podem não ser necessários valores fixos de referência (e.g. Grant 2006), mas o referencial pode ser a

própria comunidade em um estágio anterior. Esta forma de avaliar a recuperação pode permitir a definição de medidas de manejo e a avaliação da taxa em que a comunidade está se recuperando, já durante os primeiros anos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A recuperação de áreas degradadas pode ser realizada tendo como fonte de propágulos e de matéria orgânica, o solo superficial da floresta, chamado de *topsoil*. A comunidade regenerante a partir do *topsoil* e da chuva de sementes apresenta diversidade de formas de vida com representantes de herbáceas, lianas, arbustivas e arbóreas, que normalmente não são incluídas em projetos de recuperação. Esta técnica se mostrou eficiente na recuperação de taludes desde que sejam utilizadas em conjunto medidas de contenção do *topsoil*, como o preparo do solo com terraços de madeiramento ou com linhas de sulcos juntamente com a semeadura de adubação verde. Com a metodologia proposta ampliam-se as possibilidades de uso do *topsoil* resultante de diversas atividades degradantes e possibilita-se a recuperação de taludes de corte e aterro com espécies nativas.

A comunidade formada a partir do *topsoil* possui diversidade de formas de vida, mas é composta basicamente por espécies pioneiras e ruderais. Portanto, o uso do *topsoil* não deve ter como meta o resgate da representatividade das espécies florestais, pois isso dependerá principalmente da intensidade e diversidade da chuva de sementes que atinge a área ou de medidas de enriquecimento de espécies a serem realizadas durante o processo de recuperação. Portanto, não se deve esperar que as comunidades regenerantes nestes taludes possuam a mesma composição florística ou a mesma riqueza da floresta de origem do *topsoil*, mas sim que atinjam uma estrutura florestal mais permeável que os tapetes de gramíneas normalmente utilizados para revegetação.

Mais do que os tratamentos de contenção, as características do solo alóctone e a densidade do banco de sementes foram os principais determinantes da heterogeneidade de densidade de indivíduos, riqueza, e da composição florística da comunidade regenerante na área experimental. A heterogeneidade do banco de sementes de florestas tropicais somada às diferenças nas características físico-químicas dos solos alóctone e autóctone, da forma como o material será coletado e depositado, da chuva de sementes a partir das áreas adjacentes, e da interação entre as

espécies resultarão na formação de comunidades heterogêneas quando se utiliza o *topsoil* como fonte de propágulos. A heterogeneidade ambiental e biológica deve favorecer o incremento em diversidade da comunidade regenerante e conseqüentemente proporcionar maior sustentabilidade para a área recuperada. No entanto, recomenda-se que sejam realizados testes mais rigorosos para verificar as hipóteses levantadas quanto à influência das características do solo sobre a comunidade regenerante avaliando-se também a quantidade e composição florística do banco e da chuva de sementes.

Assim, ao contrário de outras técnicas de recuperação de áreas degradadas a transposição de *topsoil* permite pouca previsibilidade quanto à composição e estrutura da comunidade a ser formada. Portanto, os critérios de avaliação e monitoramento da recuperação da comunidade devem ser específicos para cada técnica. No caso de taludes, a porcentagem de cobertura do solo deve ser um critério considerado. Já para qualquer área recuperada com uso de *topsoil* foram propostas como critérios de avaliação que devem ser analisados ao longo do tempo, a densidade proporcional de cada forma de vida, a riqueza de arbustivo-arbóreas, a espécie dominante, e a similaridade florística da mesma comunidade entre momentos diferentes. A avaliação destes critérios ao longo do tempo pode indicar se as comunidades estão estabilizadas ou caminhando para o aumento de complexidade estrutural desejado. Com isso permitem-se comparações e avaliações sem a necessidade de um parâmetro fixo, contornando-se o problema da grande variância de densidade e riqueza registrada em comunidades de diferentes formações florestais ou mesmo dentro da mesma área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDAR, M.P.M.; GODOY, J.R.L.; BERGMANN, J.; JOLY, C.A. Atlantic forest calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-PETAR, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 24 (4): 455-469, 2001.
- ALMEIDA, R.O.P.O. **Revegetação de áreas mineradas: Estudo dos procedimentos aplicados em minerações de areia**. 2002. 160p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ALVAREZ-AQUINO, C.; WILLIAMS-LINERA, G.; NEWTON, A.C. Disturbance effects on the seed bank of Mexican Cloud Forest Fragments. **Biotropica**, 37 (3): 337-342, 2005.
- AMORIM, R.S.S.; SILVA, D.D.DA; PRUSKI, F.F.; MATOS, A.T.DE. Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 5 (1): 124-130, 2001.
- ANDERSEN, A.N. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics ecology. **Restoration Ecology**, 5 (2): 109-114, 1997.
- ANDRÉS, P. & JORBA, M. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). **Restoration Ecology**, v.8 (3): 268-275, 2000.
- ARAKI, D.F. **Avaliação da sementeira a longo prazo de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 151 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- ASHBY, W.C. Assembling whole systems in the field: forests. In: JORDAN, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (Ed.). **Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge University Press. 1987. p 89-109.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma NRT 13029. Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril, em pilha, em mineração. Rio de Janeiro. p 47-49. Julho de 1993.
- AUSTRHEIM, G.; EVJU, M.; MYSTERUD, A. Herb abundance and life-history traits in two contrasting alpine habitats in southern Norway. **Plant Ecology**, 179 (2): 217-229, 2005
- AVERETT, J.M.; KLIPS, R.A.; NAVE, L.E.; FREY, S.D.; CURTIS, P.S. Effects of soil carbon amendment on nitrogen availability and plant growth in an experimental tallgrass prairie restoration. **Restoration Ecology**, v.12, n.4, 568-574. 2004.
- BAIDER, C. **O banco de sementes e de plântulas na sucessão da Mata Atlântica**. 1994. 137p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2): 319-328, 1999.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61(1): 35-44, 2001.
- BAILLIE I.C. Soil characteristics and classification in relation to the mineral nutrition of tropical wooded ecosystems. In: J. PROCTOR (Ed.). **Mineral nutrients in tropical forest and savannah ecosystems**.

Special Publication Number 9 of the British Ecological Society, Blackwell Scientific Publications, Oxford, Inglaterra, 1989. pp. 15–26.

BAILLIE, I.C. Soils in the humid tropics. In: RICHARDS, P.W. (Ed.) **The tropical rainforest** (Second edition). Cambridge University Press, Cambridge. 1996.

BAKKER, J.P. Nature management by grazing and cutting. In: **On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore species-rich grassland communities in the Netherlands**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1989.

BAKKER, J.P.; POSCHLOD, P.; STRYKSTRA, R.J.; BEKKER, R.M.; THOMPSON, K. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. **Acta Botanica Neerland**, v. 45(4): 461-490, 1996.

BANASOVA, V.; SUCHA, V. Degradation of grassland after strong soil acidification. **Ekologia-Bratislava**, 17 (1): 28-38, 1998.

BARBOSA, L.M.; ASPERTI, L.M.; BARBOSA, J.M. Características importantes de componentes arbóreos na definição dos estágios sucessionais em florestas implantadas. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ECOSSISTEMAS FLORESTAIS, 4, Belo Horizonte, 1996. **Anais**. Belo Horizonte, 1996, p.242-245.

BAZZAZ, F.A. Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, southern Illinois. **Ecology**, 49 (5): 924-936, 1968.

BAZZAZ F. A. & MEZGA D. M. Primary productivity and microenvironment in an *Ambrosia*-dominated old field. **American Midland Naturalist**, 90 (1):70-78, 1973.

BAZZAZ, F.A. Ecophysiology of *Ambrosia artemisiifolia*: A successional dominant. **Ecology**, 55 (1): 112-119, 1974.

BAZZAZ, F.A. From fields to forests: forest dynamics and regeneration in a changing environment. In: **Plants in changing environments: linking physiological, population and community ecology**. Cambridge: Cambridge University, 1996. 139-163.

BELL, L.C. Management of soils and overburden for plant growth medium reconstruction after mining. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. 1998. p. 117-129.

BEKKER, R.M., BAKKER, J.P., GRANDIN, U., KALAMEES, R., MILBERG, P., POSCHLOD, P., THOMPSON, K., WILLEMS, J.H.. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. **Functional Ecology**, 12: 834-842, 1998.

BLANCO, H.G.; AVÉRALAO, R.A.; CHIBA, S. Effects of *Cyperus rotundus* L. on herbaceous cotton plants. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 26 (2): 169-176, 1991.

BLOCK, W.M.; FRANKLIN, A.B.; JR, J.P.W.; GANEY, J.L.; WHITE, G.C. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. **Restoration Ecology**, 9 (3): 293-303, 2001.

BLUME, C.L. Museum Botanicum, Lugduno-Batavorum, T. II. Leiden, The Netherlands: E. J. Brill. 1856.

- BOCHET, E. & GARCÍA-FAYOS, P. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. **Restoration Ecology**, 12 (2): 166-174, 2004.
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 25 (2): 195-213. 2002.
- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal vigente, alterada pela Medida Provisória nº 1956-57 de 14/12/2000 e regulamentada pela Resolução CONAMA Nº 303, de 20 de março de 2002, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente (APPs).
- BRASIL. Lei nº 001, de 31 de janeiro de 1994. Orienta os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo.
- BROWN, R.L. & FRIDLEY, J.D. Control of plant species diversity and community invasibility by species immigration: seed richness versus seed density. **Oikos** 102 (1): 15-24, 2003.
- BROWN S. & LUGO A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, 6 (1): 1-32, 1990.
- BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, 70: 1603-1612, 1992.
- BROWN JR., K.S. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.de F. (Ed.) **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, São Paulo. 2000. 320pp.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, 15: 40-42, 1965.
- BOCHET, E.; POESEN, J.; RUBIO, J.L. Mound development as an interaction of individual plants with soil, water erosion and sedimentation processes on slopes. **Earth Processes and Landforms**, 25: 847-867, 2000.
- BROFAS, G. & VARELIDES, C. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. **Land Degradation and Development** 11: 375-382, 2000.
- CAHILL, J.F. & CASPER, B.B. Growth consequences of soil nutrient heterogeneity for two old-fields herbs, *Ambrosia artemisiifolia* and *Phytolacca americana*, grown individually and in combination. **Annals of Botany**, 83: 471-478, 1999.
- CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **The Botanical Review**, 61 (4): 306-349, 1995.
- CÂMARA, I. DE G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. DE G. (Ed.) **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**. Center of applied biodiversity science at Conservation International, 2003. 488 pp.
- CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, 10 (4): 636-644, 2002.
- CAMPBELL, B. D. & GRIME, J. P. An experimental test of plant strategy theory. **Ecology**, 73 (1): 15-29, 1992.

- CAMPOS, J.B. & SOUZA, M.C. Potential for natural forest regeneration from seed bank in an Upper Paraná River Floodplain, Brazil. **Brasilian Archives of Biology and Technology** 46 (4): 625-639, 2003.
- CAPERS, R.S.; CHAZDON, R. L.; BRENES, A. R.; ALVARADO, B.V. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, 93: 1071-1084, 2005.
- CARPENTER, A.T.; MOORE, J.C.; REDENT, E.F.; STARK, J.M. Plant community dynamics in relation to nutrient addition following a major disturbance. **Plant and Soil**, 126: 91-100, 1990.
- CARROL, E.J. & ASHTON, D.H. Seed storage in several Victorian plant communities. **Victorian Naturalist**, 82: 102-110, 1965.
- CARSON, W. P. & PICKETT, S. T. A. Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community. **Ecology** 71: 226-238, 1990.
- CASSOL, E.A.; CANTALICE, J.R.B.; RICHERT, J.M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39 (7): 685-690, 2004.
- CAPOBIANCO, J.R.. Dossiê Mata Atlântica. Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo. 1992. 120p.
- CASTELLANI, T.T.; STUBBLEBINE, W.H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16: 181-203, 1993.
- CCRG-COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE. Ampliação da Mina Limeira: estudo de impacto ambiental. São Paulo. v. 2, 2003. 267p. (relatório técnico)
- CERDÁ, A. & GARCÍA-FAYOS, P. The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscapes. **Geomorphology**, 18: 77-90, 1997.
- CERVI, A.C.; GUIMARÃES, O.A.; ACRA, L.A.; NEGRELLI, R.R.B.; SBALCHIERO, D. Catálogo das plantas ruderais da cidade de Curitiba, Brasil. Estudos preliminares III. Curitiba. **Acta Botânica Paranaense**, 17(1,2,3,4): 109-139, 1988.
- CHAUVEL, B.; DESSAINT, F.; CARDINAL-LEGRAND, C.; BRETAGNOLLE, F. The historical spread of *Ambrosia artemisiifolia* L. in France from herbarium records. **Journal of Biogeography**, 33 (4): 665-673, 2006.
- CLAY, S. A.; KREUTNER, B.; CLAY, D. E.; REESE, C.; KLEINJAN, J.; FORCELLA, F. Spatial distribution, temporal stability, and yield loss estimates for annual grasses and common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) in a corn/soybean production field over nine years. **Weed Science**, 54 (2): 380-390, 2006.
- CLEMENTS, F.E. **Succession**. Washington D.C.: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- COLE, I.A. & JOHNSTON, W.H. Seed production of Australian native grass cultivars: an overview of current information and future research needs. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 46: 361-373, 2006.
- COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.0. 2006. <http://purl.oclc.org/estimates>.

- COLWELL, R.K; MAO, C.X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, 85 (10): 2717-2727, 2004.
- COOMES, D.A. & GRUBB, P.J. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. **Ecological Monographs**, 70 (2): 171-207, 2000.
- COMISSÃO DE SOLOS. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo. **Boletim do Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas**, 12: 1-634, 1960.
- CORTÉS-CASTELÁN, J. C. & ISLEBE, G. A. Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del sureste de México. **Revista de Biología tropical**, 53 (2): 115-133, 2005.
- CRESTANA, M.S.M. **Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas**. Campinas: CATI, 1993.
- CUBINÁ, A. & AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33: 260-267, 2001.
- DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P.; SILVERA, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, 86: 674-689, 1998a.
- DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, 79 (2): 564-578, 1998b.
- DALLING, J.W.; SWAINEL, M.D.; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panamá. **Journal of Tropical Ecology**, 13: 659-680, 1997.
- DAVIES, S. J. & SEMUI, H. Competitive dominance in a secondary successional rain-forest community in Borneo. **Journal of Tropical Ecology**, 22: 53-64, 2006.
- DAY, A.D. & LUDEKE, K.L. Revegetation of coal mine soil forest litter. **Journal of Arid Environments**, 11: 229-233, 1986.
- DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 18: 431-451, 1987.
- DENSLOW, J.S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, 5: 962-968, 1995.
- DENSLOW, J.S.; GOMEZ DIAS, A. E. Seed rain to tree-fall gaps in a neotropical rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, 20: 642-648, 1990.
- DENSLOW, J. S. & GUZMÁN, S. Variation in stand structure, light, and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science** 11: 201-212, 2000.
- DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management** 182 : 139-151, 2003.
- DIAS, L.E. Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. 1998. p. 27-44.

- DICKERSON, C.T. & SWEET, R.D. Common ragweed ecotypes. **Weed Science**, 19: 64-66, 1971.
- DREZNER, T. D. Plant facilitation in extreme environments: the non-random distribution of saguaro cacti (*Carnegiea gigantea*) under their nurse associates and the relationship to nurse architecture. **Journal of Arid Environments**, 65 (1): 46-61, 2006.
- DROST, D. C.; J. D. DOLL. The allelopathic effect of yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) on corn (*Zea mays*) and soybeans (*Glycine max*). **Weed Science**, 28: 229–233, 1980.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** 67 (3): 345-366, 1997.
- DUNCAN, R.S. Tree recruitment from on-site versus of-site propagule sources during tropical forest succession. **New Forests**, 31: 131-150, 2006.
- DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Effects of vegetation cover on seedling and sapling dynamics in secondary tropical wet forests in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, 22 (1): 65-76, 2006.
- DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forest in NE Costa Rica. **Biotropica** 30: 223-237, 1998.
- DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J.C.B. Recomposição de matas ciliares. **Boletim do Instituto Florestal**, 4 (1): 14, 1990.
- EMERY, S.M. & GROSS, K.G. Dominant species identity regulates invasibility of old-field plant communities. **Oikos**, 115: 549-558, 2006.
- EHRENFELD, J.G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, 8 (1): 2-9, 2000.
- ELWELL, HA; STOCKING, MA. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. **Geoderma**, 15: 61-70, 1976.
- ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A.. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais, p.01. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.de; MORAES, L.F.D.de; ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. (Eds.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, S.P, 2003. pp. 340.
- ERASMO, E.A.L.; AZEVEDO, W.R.; SARMENTO, R.A.; CUNHA, A.M.; GARCIA, S.L.R. Potencial de espécies utilizadas como adubo verde no manejo integrado de plantas daninhas. **Planta Daninha**, 22(3): 337-342, 2004.
- FACELLI, J.M., CARSON, W.P.. Heterogeneity of plant litter accumulation in successional communities. **Bulletin of Torrey Botanical Club**, 188 (1): 62-66, 1991.
- FACELLI, J.M., PICKETT, S.T.A.. Plant litter: dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, 57 (1): 1-32, 1991.
- FEITOSA DO NASCIMENTO, F.A. **A sucessão secundária inicial na Mata Atlântica, sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP**. 1994. 79 p. Dissertação (Mestrado em Biologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- FAVERO, C.; JUCKSCH, I.; ALAVARENGA, R.C.; COSTA, L.M.DA. Modificações na população de

plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36 (11): 1355-1362, 2001.

FEEST, A. Establishing baselines indices for the quality of the biodiversity of restored habitats using a standardized sampling process. **Restoration Ecology**, 14 (1), 112-122, 2006.

FERNANDES, M.F.; BARRETO, A.C.; FILHO, J.E. Fitomassa de adubos verdes e controle de plantas daninhas em diferentes densidades populacionais de leguminosas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 34 (9): 1593-1600, 1999.

FIGUEROA-RANGEL, B.L. & OLIVERA-VARGAS, M. Regeneration pattern in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. **Ecological Research**, 15: 249-261, 2000.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Tree**, 1 (3): 119-124, 1996.

FINEGAN, B.; DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, 8 (4): 380-393, 2000.

FRIEDMAN, T; M. HOROWITZ. Biologically active substances in subterranean parts of purple nutsedge. **Weed Science**, 19: 398-401, 1971.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, INPE, ISA. 1998.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 2000-2005**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, INPE. 2006. Disponível em: <<http://www.sosma.br>>. Acesso em: 03 de maio de 2007.

GALANTINI, J.A.; ROSELL, R.A. Organic fractions, N, P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. **Soil and Tillage Research**, 42: 221-228, 1997.

GALETI, P. A. **Conservação do solo – reflorestamento – clima**. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1989.

García, D. & Houle, G. Fine scale of spatial patterns of recruitment in red oak (*Quercus rubra*): What matters most, abiotic or biotic factors? **Ecoscience**, 12 (2): 223-235. 2005.

GARCÍA-FAYOS, P. & CERDÁ, A. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. **Catena**, 29: 73-83, 1997.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: M.A. LACK, V.T. PARKER AND R.L. SIMPSON (Eds.) **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, San Diego, California, 1989. pp.149-209.

GÉGOUT, J.; HERVÉ, J.; HOULLIER, F.; PIERRAT, J. Prediction of forest soil nutrient status using vegetation. **Journal of Vegetation Science**, 14: 55-62, 2003.

GISLER, C. V. T. **Uso da serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita**, MG. 1995. 146p. Dissertação (Mestrado em Biologia)- Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

GOLDBERG, D.E.; MILLER, T.E. Effects of different resource additions of species diversity in an annual plant community. **Ecology**, 71 (1): 213-225, 1990.

GONÇALVES, J.L. DE M.; NOGUEIRA-JR, L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de estudos e pesquisas agrícolas florestais – FEPAF, 2003. p 111 – 163.

GOTELLI, N.J. AND G.L. ENTSMINGER. **EcoSim**: Null models software for ecology. Versão7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho. 2006. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>.

GOUGH, L.; OSENBURG, C.W.; GROSS, K.L.; COLLINS, S.L. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. **Oikos**, 89: 428-439, 2000.

GRANT, D.G. State-and-transition successional model for bauxite mining rehabilitation in the Jarrah forest of Western Australia. **Restoration Ecology**, 14(1): 28-37, 2006.

GRAY, D.H & SOTIR, R.B. **Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization: a practical guide for erosion control**. John Wiley (Eds.), New York. 1996. 378p.

GRIME, J. P. Competition and diversity in herbaceous vegetation: a reply. **Nature** 244: 310-311, 1973.

GRIME, J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, 111 (982): 1159-1194, 1977.

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. John Wiley (Eds.), Chichester. 1979. 203p.

GROMBONE-GUARANTINI, M.T & RODRIGUES, R.R.. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 18: 759-774. 2002.

GROSS, K.L.; WILLIG, M. R.; GOUGH, L.; INOUE, R.; COX, S.B. Patterns of species density and productivity at different spatial scales in herbaceous plant communities. **Oikos**, 89: 417-427, 2000.

GENTON, B. J.; SHYKOFF, J. A.; GIRAUD, T. High genetic diversity in French invasive populations of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*, as a result of multiple sources of introduction. **Molecular Ecology**, 14 (14): 4275-4285, 2005.

GUARIGUATA, M. & OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, 148: 185-206, 2001.

HAU, C.H.B. & CORLETT, R.T. Factors affecting the early survival and growth of native tree seedlings planted on a degraded hillside grassland in Hong Kong, China. **Restoration Ecology**, 11 (4): 483-488, 2003.

Hicklefs, R.E. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist**, 111 (978): 376-381. 1977.

HOLL, K. D., LOIK, M. E., LIN, E. H. V. & SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, 8:339-349, 2000.

- HOLMES, M. P. Shrubland restoration following wood alien invasion and mining: effects of top soil depth, seed source, and fertilizer addition. **Restoration Ecology**, 9 (1): 71-84, 2001.
- HOOPER, E.R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panamá. **Ecology**, 85 (12): 3313-3326, 2004.
- HUBBELL, S.P. **A unified theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, Princeton, N.J. 2001.
- HUSTON, M.A. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. **Oikos**, 86 (3): 393-401. 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO-IBRAM. Mineração e Meio Ambiente. Brasília, 1992. 111 p.
- ISSELSTEIN, J.; TALLOWIN, J.R.B.; SMITH, R.E.N. Factors affecting seed germination and establishment of fen-meadow species. **Restoration Ecology**, 10 (2): 173-184, 2002.
- JAKOVAC, A.C.C.; VOSQUERITCHIAN, S. B.; BASSO, F. Epiphytes transplant to improve the diversity of restored areas. *Annales del II Simposio Internacional sobre restauración ecológica. Cuba. Anais*, 2007.
- JANSEN, A. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. **Restoration Ecology**, 5 (2): 115-124, 1997.
- JUNIOR, N. A. DOS S. **Dinâmica da colonização natural em encostas degradadas da Serra do Mar, ecofisiologia e produção de mudas das espécies, como subsídio à recuperação florestal**. Dissertação (Doutorado). Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2005.
- KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.E.A.; CARPANEZZI, A.A. Implantação de matas ciliares: estratégia para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1, Campinas, 1989. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, 1989. p.130-143.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de Matas Ciliares. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de estudos e pesquisas agrícolas florestais – FEPAF. 2000. p. 111-163.
- KAMMESHEIDT, L. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. **Plant Ecology**, 139: 155-165, 1998.
- KANOWSKIA, J.; C.P. CATTERALLA; G.W. WARDELL-JOHNSONB; H. PROCTORA; T. REIS. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. **Forest Ecology and Management**, 183: 265-280, 2003.
- KEEVER, C. Causes of succession on old fields of the Piedmont, North Carolina. **Ecological Monographs**, 20 (3): 229-250, 1950.
- KLEIN, R.M. Ecologia da Flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia - Anais botânicos do herbário "Barbosa Rodrigues"*, 31: 11-164, 1979.

- KOCH, J. M. & WARD, S. C. Establishment of understorey vegetation for rehabilitation of bauxite-mined areas in the Jarrah Forest of western Australia. **Journal of Environmental Management**, 41: 1-15, 1994.
- Kovach. *Multivariate Statistical Package v. 3. 1*. Kovach computing Services, Anglesey, 131p. 1999.
- KREYER, D. & ZERBE, S. Short-lived tree species and their role as indicators for plant diversity in the restoration of natural forests. **Restoration Ecology**, 14 (1): 137-147, 2005.
- KUEFFER, C.; SCHUMACHER, E.; FLEISCHMANN, K.; EDWARDS, P. J.; DIETZ, H. Strong below-ground competition shapes tree regeneration in invasive *Cinnamomum verum* forests. **Journal of Ecology**, 95 (2): 273-282, 2007.
- KWON, G. J.; LEE, B. A.; NAM, J. M.; KIM, J. G. The relationship of vegetation to environmental factors in Wangsuk stream and Gwarim reservoir in Korea: II. Soil environments. **Ecological Research**, 22 (1): 75-86, 2007.
- LAL, R. Long-term tillage and maize monoculture effects on a tropical Afisol in Western Nigeria. II. Soil chemical properties. **Soil and Tillage Research**, 42: 161-174, 1997.
- LASSUS, C. de. Composição dos resíduos vegetais de um solo manejado com nove sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 14: 375-380, 1990.
- LEON, C.T.; SHAW, D.R.; BRUCE, L.M.; WATSON, C. Effect of purple (*Cyperus rotundus*) and yellow nutsedge (*C. esculentus*) on growth and reflectance characteristics of cotton and soybean. **Weed Science**, 51 (4): 557-564, 2003.
- LINDEMAN, R.L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, 23 (4): 399-417, 1942.
- LOCKWOOD, J.L.; PIMM, S. L. When does restoration succeed? In: WEIHER, E.; KEDDY, P. (Eds.). **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge Press. 1999. p. 363-378.
- LORTIE, C.J.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; MICHALET, R.; PUGNAIRE, F.I.; CALLAWAY, R.M. Rethinking plant community theory. **Oikos**, 107 (2): 433-437, 2004.
- MACEDO, A.C. **Restauração, matas ciliares e de proteção ambiental**. São Paulo: Fundação Florestal, 1993. 27 p.
- MANTOVANI, W. Recuperação e monitoramento de ecossistemas: Escalas de abordagem. In: V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Publicação ACIESP, **Anais**, 104 (V): 288-294. 1998.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman & Hall. London. 1988.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 22 (3): 405-412, 1999.
- MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A.; SILVA-JUNIOR, W.M. da; NAPPO, M.E. Regeneração pós-fogo em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência florestal**, 12 (1): 11-19, 2002.
- MATESANZ, S.; VALLADARES, F.; TENA, D.; COSTA-TENORIO, M.; BOTE, D. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from Southern Spain: Is hidroseeding always needed? **Restoration Ecology**, 14 (2): 297-307, 2006.

- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. **PCORD**-Multivariate analysis of ecological data. Version 3.11. MJM software. Oregon, EUA. 1997.
- MEENTEMEYER, V.; BOX, E.O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, 32 (2): 125-128, 1982.
- MELI, P. Restauración ecológica de bosques tropicales. Viente años de investigación académica. **Interciencia**, 28 (10): 581-589, 2003.
- MELO, V.A. Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais. Viçosa. 39p. 1997. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1997.
- MELO, V.A.; GRIFFITH, J.J.; MARCO, P.M. DE; SILVA, E.; SOUZA, A.L. DE; GUEDES, M.C.; OZÓRIO, T.F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore**, 24 (3): 235-240, 2000.
- MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, 89: 528-537, 2001.
- METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.de; MORAES, L.F.D.de; ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. (Eds.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu, S.P: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, 2003. p.49
- MILLER, T. E.; WERNER, P. A. Competitive effects and responses between plant species in a first-year old-field community. **Ecology**, 68 (5): 1201-1210, 1987.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica e Fundação Biodiversitas. 2000.
- MOFFETT, J. E.; MCCLOSKEY, W. B. Effects of soil moisture and yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) density on cotton (*Gossypium hirsutum*). **Weed Science**, 46: 231-237, 1998.
- MOREIRA, P. R. **Manejo de solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG**. 2004. 139p. Dissertação (Doutorado em Biologia)-Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2004.
- MORELLATO, L. P. C. & HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, 32 (4b): 786-792, 2000.
- MORI, S.A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G.T. Distribution patterns and conservation of Eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, 33 (2): 233-245, 1981.
- MONTORO, J.A.; ROGEL, J.A.; QUEREJETA, J.; CASTILHO, V. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. **Land Degradation and Development**, 11: 315-325, 2000.
- MUZZI, E.; ROFFI, F.; SIROTTI, M.; BAGNARESI, U. Revegetation techniques on clay soil slopes in Northern Italy. **Land Degradation and Development** 8: 127-137, 1997.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.DA; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858, 2000.

NAVE, A. G. Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP. 2005. 219p. Dissertação (Doutorado em Recursos Florestais)-Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

OCHIAI, H.; NAKAMURA, S. A. A função da camada de serapilheira no controle de erosão do solo. In: BÔAS, O. V.; DURIGAN, G (coord.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**. São Paulo: Instituto Florestal/ Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2004. p. 169-177

OLIVEIRA, R.DE J.; MANTOVANI, W.; MELO, M.M.DAR.F.DE. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasileira**, 15(3): 391-412, 2001.

OZINGA, W. A.; SCHAMINEE, J.H.J.; BEKKER, R.M.; BONN, S.; POSCHLOD, P.; TACKENBERG, O.; BAKKER, J.; GROENENDAEL, J.M. VAN. Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. **Oikos**, 108 (3): 555-561, 2005.

OZÓRIO, T. F. Potencial do uso da serapilheira em áreas degradadas pela mineração de ferro. 2000. 62 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

PALMER, M. A.; AMBROSE. R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community. **Restoration Ecology**, 5 (4): 291-300, 1997.

PARKER, V.T. & PICKETT, S.T. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (Eds.). **Restoration Ecology and sustainable development**. Cambridge press. 1997. p.17-32.

PARROTA, J. A. & KNOWLES, O. H. Restauração florestal em áreas de mineração de bauxita na Amazônia. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.de; MORAES, L.F.D.de; ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. (Eds.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, Botucatu, 2003. p. 307-330.

PASCHKE, M.W.; DELEO, C.; REDENTE, E.F. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, U.S.A. **Restoration Ecology**, 8 (3): 276-282, 2000.

PENHALBER, E. DE F. & MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, S.P. **Revista Brasileira de Botânica**, 20 (2): 205-220, 1997.

PETERSEN, S.L.; ROUNDY, B.A.; BRYANT, R.M. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. **Restoration Ecology**, 12 (2): 248-257, 2004.

PICKETT, S.T.A; PARKER, V.T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, and management**. New York: Chapman and Hall, p.65-68,1992.

PIELOU, E.C. **Mathematical ecology**. John Wiley . 385 p. Nova Iorque, 1977.

POTTHOFF, M.; JACKSON,L.E.; STEENWERTH, K.L.; RAMIREZ,I.; STROMBERG, M.R.; ROLSTON, D.E. Soil biological and chemical properties in restored perennial grassland in California. **Restoration Ecology**, 13 (1): 61-73, 2005.

QUAYYUM, H.A.; MALLIK, A.U.; LEACH, D.M.; GOTTARDO, C. Growth inhibitory effects of nutgrass (*Cyperus rotundus*) on rice (*Oryza sativa*) seedlings. **Journal of Chemical Ecology**, 26 (9): 2221-2231, 2000.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil and Tillage Research**, 43: 131-167, 1997.

REIS A.; ZAMBONIM, R.M.; NAKAZONO, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Reserva da Biosfera**, 14: 1-42, 1999.

REIS, A. & KAGEYAMA, P. Y.. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.de; MORAES, L.F.D.de; ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. (Eds.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu, S.P: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, 2003. p.91.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Monitoramento e avaliação da vegetação nas áreas de influência direta da Mina Limeira, estrada do celeste, depósito de estéril do Barro Branco e áreas restauradas da Fazenda Intermontes, Companhia de Cimento Ribeirão Grande**. Piracicaba: Esalq/USP - Depto de Ciências Biológicas. 2005. 80 p. (relatório técnico).

RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATHES, L.A.F.; PENHA, A.S. Trees species sprouting from root buds in a Semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 47(1): 127-133, 2004.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2006.

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. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 203-215.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.DE F. (Eds.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp. 2004. 320pp.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H.F.; CRESTANA, M.S.M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. Curitiba, 1992. **Anais**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1992. p.407-416.

ROKICH, D.P.; DIXON, K.W.; SIVASITHAMPARAM, K.; MENEY, K.A. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. **Restoration Ecology**, 8 (2): 196-208, 2000.

RUIZ-JAEN, M. & AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, 13 (3): 569-577, 2005.

SANTOS, R. J. R. DOS; NÓBREGA, M. T. Erosão urbana e recuperação – superintendência do controle da erosão e saneamento ambiental (SUCEAM). In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, **Anais**, Curitiba: SOBRADE, 1992. p. 58 – 65.

SARMIENTO, F.O. Arrested succession in pastures hinders regeneration of Tropandean forest and shreds mountain landscapes. **Environmental Conservation** 24: 14-23. 1997.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Dispõe sobre os plantios de restauração de áreas degradadas. Resolução nº 47, de 26 de novembro de 2003.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Resolução nº 21, de 21 de novembro de 2001.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Altera e amplia as resoluções SMA 21, de 21-11-2001; e SMA 47, de 26-11-2003. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Resolução nº08, de 07 de março de 2007.

SHONO, K.; DAVIES, S. J.; KHENG, C. Y. Regeneration of native plant species in restored forests on degraded lands in Singapore. **Forest Ecology and Management**, 237 (1-3): 574-582, 2006.

SILVA FILHO, N. L. DA. **Recomposição da cobertura vegetal de um trecho degradado da Serra do Mar, Cubatão, SP**. Campinas: Fundação Cargill, 1988.

SILVA, M. G.; SANTOS, C. J. F.; COELHO-NETTO, A. L.; FARIA, S. M. Adição de serrapilheira para aceleração da revegetação em cicatrizes de deslizamentos por movimentos de massa no Parque Nacional da Tijuca Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. **Anais**, Blumenau: SOBRADE, 2000. CD-ROM.

SILVEIRA, R.B.; MELLONI, R.; MELLONI, E.G.P. Atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores da recuperação de áreas degradadas, em Itajubá/MG. **Cerne**, 12 (1): 48-55, 2005.

SOARES, P. G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de ¹⁵N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)- Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2007. 69 p.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, 191: 185-200, 2004.

SOUZA, C. R.; SEIXAS, F. Avaliação de diferentes coberturas de solo no controle da erosão em taludes de estradas florestais. **Scientia forestalis**, 60: 45-51, 2001.

SOUZA, P. A. de; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando a recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, 12 (1): 56-67, 2006.

STEVENS, M.H.H. & CARSON, W.P. Resource quantity, not resource heterogeneity maintains plant diversity. **Ecology Letters**, 5: 420-426, 2002.

ST. JOHN, T. Uma lista de espécies de plantas tropicais brasileiras naturalmente infectadas com micorriza vesicular-arbuscular. **Acta Amazonica** 10: 229-234, 1980.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002. 145 p.

SNELDER, D.J. & BRYAN, R.B. The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. **Catena**, 25: 105-116, 1995.

SERI - Society for ecological restoration international. Introduction to special section on "Ecosystem restoration and biodiversity: How to assess and measure biological diversity?" **Restoration Ecology**, 14 (1): 103-104, 2006.

TABARELLI, M. **A regeneração da floresta Atlântica Montana**. Dissertação (Doutorado em Biologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997. 104 p.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2): 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C. DA; COSTA, C.M.R. Endangered species and conservation planning. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. DE G. (eds.) **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats and outlook**. Center of applied biodiversity science at Conservation International. 2003. 488 pp.

TACEY, W. H. & GLOSSOP, B. L. Assessment of topsoil handling techniques for rehabilitation of sites mined for bauxite within the Jarrah forest of western Australia. **The Journal of Applied Ecology**, 17(1): 195-201, 1980.

TANNER, E.V.J.. Litterfall in montane rain forests of Jamaica and its relation to climate. **Journal of Ecology**, 68: 833-848, 1980.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, 16 (3): 284-307. 1935.

TESTA, V.M.; TEIXEIRA, L.A.J.; MIELNICZUK, J. Características químicas de um podzólico vermelho-escuro afetadas por sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 16: 107-114, 1992.

TILMAN, D. Species richness of experimental productivity gradients: How important is colonization limitation? **Ecology**, 74: 2179-2191, 1993.

THOMPSON, K.; BAND, S.R.; HODGSON, J.G. Seed size and shape predict persistence in soil. **Functional Ecology**, 7: 236-241, 1993.

UHL, C.; NEPSTAD, D.; SILVA, J.M.C.; VIEIRA, I. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciência Hoje**, 13: 23-31, 1991.

UHL, C.K.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early succession after cutting and burning in the Upper Rio Negro Region of the Amazonian Basin. **Journal of Ecology**, 69: 631-649, 1981.

VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, 22: 663-674, 2006.

VÁZQUEZ-YANES, C. *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): a promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. **Agroforestry Systems**, 40: 97-104, 1998.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and alocotone young individuals as ecological restoration methodology. In: Rodrigues, R.R.; Martins, S. V.; Gandolfi, S. (Eds.). **High diversity forest restoration: methods and projects in Brazil**. Nova Science Publishers, Nova York. 2006. p. 145-170.

- VIANI, R. **Uso da regeneração natural (floresta estacional semidecidual e talhões de *eucalyptus*), como estratégia para produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal, Bofete (SP)**. 188 p.2005. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade de Campinas, Campinas, 2005.
- VIEIRA, S.R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um latossolo roxo de Campinas (SP). **Bragantia**, 56 (1): 181-190. 1997.
- WALLI, M.K.. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. **Plant and Soil**, 213: 195-220, 1999.
- WEIHER, E. Species richness along multiple gradients: testing a general multivariate model in oak savannas. **Oikos**, 101 (2): 311-316, 2003.
- WHEELWRIGHT, N.T.; HABER, W.A.; MURRAY, G.; GUINDON, C. Tropical fruit-eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rica lower Montane Forest. **Biotropica**, 16 (3): 173-192, 1984.
- WHITMORE, T.C.. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M.H. **Tropical trees as living systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1976. p.639-649.
- WHITMORE, T.C. Forty years of rain forest ecology: 1948-1988 in perspective. **Geojournal**, 19 (4): 347-360, 1989.
- WILKINSON, L. **Systat**: the system for statistics. Systat Inc. versão 11.1, Evanston, Illinois, 1998.
- WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, 50: 296-302, 1981.
- WOODS, P. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica**, 21: 290-298, 1989.
- WIJDEVEN, S.M.J. & KUZEE, M.E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, 8 (4): 414-424, 2000.
- WIJESINGHE, D.K.; JOHN, E.A.; HUTCHINGS, M.J. Does pattern of soil resource heterogeneity determine plant community structure? An experimental investigation. **Journal of Ecology**, 93: 99-100, 2005.
- WRIGHT, D. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, 41: 496-506, 1983.
- YOUNG, T.P. Restoration Ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, 92: 73-83, 2000.
- ZAHAWI, R. A. & AUGSPURGER, C. K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Bitropica**, 31 (4): 540-552, 1999.
- ZAHAWI, R. A. & AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. **Ecological Applications**, 16 (2): 464-478, 2006.
- ZHANG, Z. Q., SHU, W. S., LAN, C. Y., WONG, M. H. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, 9 (4): 378-384, 2001.
- ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, 8 (4): 350-360, 2000.