

Renan Macari Falleiros

**AVALIAÇÃO DO MANEJO MECÂNICO DE *Pinus taeda* L. (PINACEAE) EM
CAMPOS DE ALTITUDE DA SERRA DO MAR, PARANÁ**

**Curitiba
2009**

**AVALIAÇÃO DO MANEJO MECÂNICO DE *Pinus taeda* L. (PINACEAE) EM
CAMPOS DE ALTITUDE DA SERRA DO MAR, PARANÁ**

Monografia apresentada ao Departamento de Botânica da Universidade Federal do Paraná como requisito à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Márcia C. M. Marques

Co-orientador: Eng. Florestal Especialista Rafael Dudeque Zenni

**Curitiba
2009**

AGRADECIMENTOS

À minha família, que sempre esteve do meu lado, aos meus amigos e a Deus.

Quatro pessoas tiveram papel fundamental neste trabalho e não fossem elas talvez nada tivesse acontecido. Sem ordem de preferência, as pessoas foram: minha tutora, Sílvia Ziller, pelo conhecimento e voto de confiança a mim passado, Rafael Zenni, pelas conversas, orientações e subidas nos morros, minha orientadora Prof^a Dr^a Márcia Marques, pela dedicação, paciência e orientação e minha companheira Nana, pelos momentos de conforto, ajuda nas coletas e apoio.

Ao engenheiro florestal M. Sc. Marcelo (CPM) e ao professor Olavo Guimarães pela auxílio nas determinações botânicas.

Um agradecimento especial vai aos amigos Flávio Krüger, Tiago Machado, Jovani “Peter-Pan”, Diogo Hungria e Jean D’javú, que me ajudaram mais diretamente neste trabalho.

Às Professoras Dr.^a Isabela Galarda Varassin e Dr.^a Viviane da Silva Pereira, que gentilmente aceitaram o convite de apreciar este estudo.

Agradeço a Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, pelo financiamento do projeto e também ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP), pela permissão de trabalho na unidade de conservação.

À Universidade Federal do Paraná.

SUMÁRIO

RESUMO	5
LISTA DE FIGURAS.....	6
LISTA DE TABELAS.....	6
INTRODUÇÃO.....	7
MATERIAL E MÉTODOS.....	9
RESULTADOS.....	12
DISCUSSÃO.....	15
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18

RESUMO

Os campos de altitude, ambientes caracterizados por um alto grau de endemismos, estão presentes nos topos das montanhas da Serra do Mar, desde o estado de Santa Catarina até Minas Gerais. Nas últimas décadas, a invasão biológica por espécies do gênero *Pinus* pode estar comprometendo a conservação destes ambientes no Paraná. O presente estudo tem como objetivo avaliar uma ação de manejo mecânico da invasão de *Pinus taeda* na região dos picos Camacua, Camapuã e Tucum, município de Campina Grande do Sul, na Serra do Mar do Paraná. O manejo de *P. taeda* foi realizado com o corte de todos os 2390 indivíduos presentes em uma área de 240 ha. A atividade foi realizada em vinte dias, com uma equipe de quatro pessoas, a um custo de R\$102,15 por hectare. Para avaliar as primeiras respostas do manejo mecânico (dez meses após) de *P. taeda* sobre a cobertura vegetal e riqueza de espécies nativas, foram implantados três tratamentos ,a saber: a) presença de *P. taeda* (PINUS), b) local onde os indivíduos de *P. taeda* foram removidos (MANEJO) e c) local representando um ambiente natural (CONTROLE). Foram coletados dados de cobertura vegetal e riqueza de espécies nativas e cobertura do substrato por rocha, tronco de *Pinus* e acícula. Os resultados mostraram que enquanto a vegetação nativa no tratamento PINUS apresentou a menor cobertura (total e de espécies herbáceas), no tratamento MANEJO foi verificada a menor riqueza de espécies.. Estes resultados sugerem que, pelo menos para o período avaliado (10 meses após a remoção), o manejo mecânico não reverteu a situação gerada pela presença de *Pinus taeda* e que a utilização desta técnica deve ser feita com cautela em práticas conservacionistas..

Palavra-chave: invasão biológica, *Pinus*, campos de altitude, Serra do Mar.

LISTA FIGURAS

FIGURA 1 – Valores médios dos parâmetros da vegetação dos três tratamentos (PINUS, MANEJO, CONTROLE), na Serra do Ibitiraquire, Paraná. (A) riqueza; (B) cobertura vegetal; (C) cobertura de espécies herbáceas; (D) cobertura de espécies arbustivo-arbóreas.....16

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Lista de espécies amostradas com suas respectivas freqüências (% de parcelas), em cada tratamento, na Serra do Ibitiraquire, Paraná.....13

TABELA 2 - Valores das médias dos tratamentos, com os respectivos graus de liberdade, em relação à análise realizada.....14

INTRODUÇÃO

Espécies cuja presença em determinada área se deve à introdução acidental ou intencional como resultado de uma ação humana, são denominadas exóticas. As espécies exóticas invasoras são aquelas que ultrapassam barreiras geográficas, ambientais e de dispersão, apresentando um potencial para se disseminar em uma grande área (Richardson et al., 2000; Richardson & Pysek, 2006).

Embora a ocupação de novos habitats possa ser considerada um processo natural, a atual taxa de novas introduções e invasões é claramente uma das principais causas de mudanças globais causadas pelo homem (Rejmánek, 1996; Mack et al., 2000). Há exemplos de espécies invasoras que alteraram a sobrevivência e permanência de espécies nativas por exclusão competitiva, deslocamento de nicho, hibridação, predação e, em alguns casos, extinção local. Flexibilidade de comportamento e interações mutualísticas podem auxiliar na adaptação de uma espécie exótica no novo ambiente (Mooney & Cleland, 2001).

Coníferas vêm sendo plantadas em muitas partes do mundo, fora de suas áreas naturais de ocorrência, por centenas de anos e por muitas razões, mas principalmente como base para indústria florestal (Richardson et al., 2008). A dispersão dessas coníferas exóticas sobre ecossistemas naturais foi documentada primeiramente na África do Sul, em 1855, na Nova Zelândia, entre 1880 e 1900 e na Austrália, na década de 1950. Desde então, estas espécies (em particular o gênero *Pinus*) se espalharam até se tornarem um dos maiores problemas ambientais nestes locais (Richardson et al., 2008). *Pinus* está, sem dúvida, entre os gêneros mais importantes para silvicultura nos trópicos e subtropicais (Richardson, 1998), mas também representa algumas das espécies com o maior potencial de invasão (Zalba et al., 2008).

Entre os principais aspectos e atributos ambientais que têm sido relacionados com o sucesso das invasões de *Pinus* no hemisfério sul estão a alta dispersão das sementes pelo vento, períodos juvenis curtos, pequenos intervalos entre as grandes produções de sementes, regiões com elevadas altitudes, longo tempo de residência e um cultivo intenso (Higgins & Richardson, 1998). Espécies como *P. radiata*, *P. elliotti*, *P. halepensis*, *P. patula* e *P. pinaster* invadiram extensas regiões na Argentina, Austrália, Brasil, Chile, Colômbia, Nova Zelândia, África do Sul, Uruguai e Venezuela (Richardson & Rejmánek, 2004). Elas modificaram extensas áreas de campos, formações arbustivas e bosques, substituindo formas dominantes de vida e mudando a estrutura da comunidade (Richardson et al., 2008).

Espécies de *Pinus* estão presentes no Brasil desde 1880 e em 1936 foram iniciados os primeiros experimentos com fins silviculturais (Shimizu, 2006). Inicialmente, os plantios mais extensos foram estabelecidos nas regiões sul e sudeste, com as espécies *Pinus taeda* e *P. elliottii*. Atualmente, além

destas, diversas outras espécies do mesmo gênero, principalmente originárias de regiões tropicais, encontram-se presentes. Em diversas regiões já se presenciaram invasões de *Pinus*, tais como nos campos gerais, no Paraná e em Santa Catarina (Ziller, 2001), no cerrado, em São Paulo (Mahmoud et al., 2003; Pivello, 2005), nas restingas de Santa Catarina (Bechara, 2003), nos pampas, no Rio Grande do Sul (Abreu, 2006) e também na formação vegetacional dos campos de altitude, no Paraná (Mocochinski, 2006; Vashchenko et al., 2007; Simão, 2008), formação essa que é objeto do presente estudo. Pelos exemplos citados, pode-se perceber uma maior facilidade de invasão em regiões abertas, tendo em vista a facilidade da chegada de sementes e o fato de não haver sombreamento, facilitando a germinação das sementes de *Pinus*, já que estas são fotoblásticas (Ziller, 2000).

Os campos de altitude são habitats inseridos no Bioma Mata Atlântica da Serra do Mar, localizados nos cumes dos morros a uma altitude mínima de aproximadamente 1.060 m (Mocochinski, 2006). São uma série de formações úmidas e frias, dominadas por gramíneas, estendendo-se pelos estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, atingindo uma área total de aproximadamente 350 km² (Safford, 1999). Esta denominação utilizada foi proposta por Ferri (1980), porém outros termos já foram empregados: campos alpinos (Barreto, 1949, apud Caiafa et al., 2005), campos altimontanos (Rizzini, 1963), campos rupestres (Magalhães, 1966), referindo-se exclusivamente às formações sobre quartzito (Caiafa et al., 2005), refúgio ecológico (Leite, 1994), refúgios vegetacionais altomontanos (Veloso, 1991; IBGE, 1992), entre outros.

Relativamente pouco é conhecido sobre a ecologia, biogeografia ou história destas formações isoladas de topo de montanha (Safford, 1999). As diferentes sinúcias de vegetação formam um mosaico, cuja fisionomia mais freqüente encontrada nos platôs relativamente extensos é a de arbustos inseridos em uma matriz de touceiras de gramíneas, com ervas esparsas e pteridófitas (Safford, 1999).

Evidências paleobotânicas sugerem que os campos de altitude originaram-se no final do pleistoceno e que as recentes ações antrópicas, podem ter contribuído significativamente para a estrutura da vegetação (Safford, 1999). Os campos de altitude desenvolvem-se em condições ambientais peculiares, decorrentes dos efeitos da altitude e do relevo acidentado, mas principalmente devido ao isolamento das populações nos topos das montanhas, os quais contribuem para elevados níveis de endemismo (Safford, 1999; Mocochinski et al., 2008)

Segundo um levantamento fitossociológico realizado por Mocochinski (2006) nos campos de altitude da região (Serras do Ibitiraquire, da Igreja, Gigante, da Farinha Seca, da Prata e da Pedra Branca do Araraquara), foram encontradas 279 espécies vegetais vasculares. De acordo com o mesmo autor, é possível caracterizar esta formação vegetacional em cinco diferentes tipos fisionômicos: subarbustivo, campestre, além dos campos dominados por *Chusquea mimosa*, *Chusquea pinifolia* e *Machaerina austrobrasiliensis*. Asteraceae, Poaceae, Melastomataceae, Cyperaceae, Ericaceae,

Myrtaceae e Orchidaceae são famílias que apresentaram maior riqueza neste tipo de formação. Alguns gêneros expressivos nestas formações são *Baccharis*, *Rhynchospora*, *Mikania*, *Mimosa*, *Leandra* e *Tibouchina* (Mocochinski, 2006).

Ambientes como os campos de altitude são importantes, não só pelo seu significado biológico e geológico, mas, principalmente, porque representam as primeiras áreas de drenagem para o suprimento de água de quase 25% da população brasileira, o que por si só justificaria sua conservação (Safford, 1999). No entanto, no Paraná, a presença de espécies exóticas, principalmente *Pinus taeda*, advindas de plantios nas regiões do entorno, representam uma ameaça para este ecossistema e estudos ecológicos, de controle e manejo associados a estas espécies são de fundamental importância.

A prevenção é sempre a melhor opção no manejo das invasões biológicas, tanto com relação ao custo como efetividade (Mack et al., 2000; Hulme, 2006;). Porém, independentemente da eficiência das ações de remoção, sempre existirá a chance do surgimento de uma nova rebrota (Hulme, 2006). A detecção precoce do problema e as respostas rápidas são de extrema importância no controle dessas espécies exóticas (Mack et al., 2000; Hulme, 2006). Alguns autores sugerem uma ação primária nos focos pequenos e em expansão (Moody & Mack, 1998) enquanto outros sugerem uma ação no foco principal da população, dividindo a mesma em meta-populações (Hulme, 2006). Ambas as opções podem ser eficientes, mas a escolha de um ou outro método depende das características da população da espécie em foco (Hulme, 2006). Uma abordagem adequada para a gestão de espécies exóticas invasoras deve incluir as seguintes considerações: (i) impactos esperados, (ii) as opções técnicas disponíveis, (iii) facilidade com que as espécies podem ser direcionadas, (iv) os riscos associados à gestão; (v) probabilidade de sucesso, (vi) grau de interesse público e das partes envolvidas (Hulme, 2006).

Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo avaliar uma ação de manejo mecânico de *Pinus taeda* no Parque Estadual do Pico Paraná, Serra do Mar, decorridos 10 meses após o corte, sobre a riqueza e abundância da cobertura vegetal natural dos campos de altitude.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da Área de Estudo

O trabalho foi realizado no Parque Estadual do Pico Paraná, Serra do Ibitiraquire, localizado nos municípios de Campina Grande do Sul e Antonina, Paraná. Na porção do parque que compreende o município de Campina Grande do Sul (primeiro planalto), na localidade denominada Terra Boa (entre as coordenadas 25°14'51.18" S, 48°51'56.16 W e 25°15'22"S 48°51'02" W), estão localizados os picos Camacua, Camapuã e Tucum (1.550 m, 1.706 m e 1.736 m de altitude, respectivamente). Nas regiões altomontanas paranaenses são encontrados Neossolos Litólicos e Organossolos, dependendo da profundidade do horizonte orgânico (Mocochinski, 2006). Segundo a classificação de Köppen, o

clima é Cfb, temperado, com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18 °C (mesotérmico), verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22 °C e sem estação seca definida (IAPAR, 1994).

Invasão de *Pinus taeda* e ação de manejo

Em uma área de 240 ha nos morros Camacua, Camapuã e Tucum foi feito o manejo mecânico da invasão de *Pinus taeda*. Essa espécie é proveniente de pequenos plantios presentes na base dessas montanhas, em área de preservação permanente em propriedades particulares. A área definida para o presente estudo foi a mesma utilizada por Vashchenko et al. (2007) em estudo de fragilidade ambiental da região.

Foi realizado o corte de 2390 indivíduos, com uma equipe de quatro pessoas, de acordo com as recomendações de Cuevas (2005), onde o autor define o melhor método de controle como sendo o corte raso (10 cm de altura) e extração das gêmulas e galho abaixo disso. Os indivíduos adultos foram cortados, utilizando-se motosserras (modelo Stihl 210 e 250). Os indivíduos mais jovens foram removidos em sua totalidade (raiz e parte aérea) manualmente ou com auxílio de facão. O corte foi realizado em quatro semanas de trabalho (total de 20 dias), totalizando 160 horas de trabalho em campo. As três primeiras semanas aconteceram nos meses de maio e junho de 2008 e a quarta em janeiro de 2009. O corte das árvores foi realizado a partir das áreas mais longínquas em direção as áreas mais próximas ao núcleo da população, ou seja, do morro Tucum em direção ao morro Camacua, evitando assim eventuais novas dispersões para áreas ainda não invadidas.

A remoção dos troncos e restos das árvores é logisticamente inviável em ambientes montanhosos como este. Assim, maximizou-se a queda das árvores na direção em que causasse menores danos para a vegetação nativa circundante. Os indivíduos cortados foram mantidos no mesmo local e, nos casos em que os mesmos eram muito grandes (> 20 anos), eram desganhados e o caule cortado em segmentos menores (1m). Este procedimento foi necessário para que o sombreamento provocado pelas copas diminuísse o impacto no desenvolvimento da vegetação nativa circundante e também para facilitar a decomposição da madeira.

Considerando o custo total do projeto de R\$ 33.000,00, o custo médio por hectare foi de R\$ 102,15. A equipe foi formada através da contratação de uma empresa especializada em corte de árvores. Portanto, o custo por dia de trabalho de cada homem foi de R\$ 183,00 (incluindo custos administrativos e impostos), o custo de alimentação para a equipe foi R\$ 40,00 por dia, equivalente a R\$ 10,00 por pessoa por dia e os custos de combustível para transporte e motosserra foi de R\$ 20,00 por dia. Cada ação de cinco dias nessas áreas intensamente invadidas tem custo de aproximadamente R\$ 4.000,00. A cada dia podem ser manejados entre 1 e 12 hectares, dependendo da densidade de indivíduos por hectare, do tipo de vegetação e da condição de acesso (relevo, trilhas já existentes).

A densidade média estimada foi de 10 indivíduos.ha⁻¹, variando desde áreas sem invasão até áreas densamente invadidas com cerca de 700 indivíduos.ha⁻¹. A árvore mais velha encontrada em toda a área dos morros tinha 36 anos de idade, medida pela contagem dos anéis de crescimento.

Efeitos da presença e do manejo de *Pinus taeda* sobre a riqueza e abundância de espécies nativas

Para avaliar as primeiras respostas do manejo mecânico de *Pinus taeda* sobre a vegetação nativa dos campos de altitude, foram estabelecidos três tratamentos, em áreas amostrais de 100 m² cada, a saber: 1) área não manejada e com a presença de *Pinus taeda* (PINUS), 2) área onde procedeu-se o corte de *Pinus taeda*, nas condições acima descritas (MANEJO), e 3) área com vegetação natural dos campos da altitude, onde ainda não foi verificada a presença de espécies invasoras (CONTROLE).

As áreas estavam localizadas no morro Camacua à aproximadamente 100 m de distância entre si, sendo esta distância a máxima possível, tendo em vista o tamanho da montanha. As áreas também compreendiam regiões onde a declividade, altitude e cobertura vegetal eram, aparentemente, semelhantes. Outro quesito utilizado para definir as áreas foi a grande densidade de indivíduos por hectare, sendo esta região uma das maiores densidades encontradas, 640 indivíduos.ha⁻¹ nos tratamentos PINUS e MANEJO. O tempo percorrido do corte de *P. taeda* no tratamento MANEJO para as coletas de dados foi de 10 meses.

A coleta de dados foi realizada nos meses de março e abril de 2009, utilizando-se o método de parcelas dispostas em linhas, sendo implantadas 50 parcelas de 2m² em cada tratamento. Para tanto foram anotados a riqueza de espécies e a cobertura vegetal (em porcentagem) de cada espécie, em cada parcela, em método adaptado de Muller-Dombois-Ellenberg (1974).

Nos tratamentos PINUS e MANEJO estimou-se também a proporção das parcelas coberta por troncos de *Pinus taeda* recém cortados (tronco) e/ou por acículas de *P. taeda*. Em todos os tratamentos também foi avaliada a porcentagem de cobertura das parcelas por rochas expostas. Exemplares das morfoespécies localizadas em campo eram coletados, herborizados e, posteriormente, identificados em laboratório, através de comparações com material presente no Herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e consulta a especialistas. Para a organização das famílias, utilizou-se o sistema do *Angiosperm Phylogenetic Groups* - APG II (APG 2003). As espécies foram, posteriormente, categorizadas de acordo com a forma de vida, em herbácea, lianescente, arbustiva ou arbórea. Para efeitos de análises, as formas de vida foram categorizadas como herbácea (ervas e lianas herbáceas) e arbustivo-arbóreas (arbustos e árvores).

Na análise dos dados foi testada a hipótese de que a riqueza de espécies e cobertura vegetal são maiores no tratamento CONTROLE, MANEJO e PINUS, respectivamente (Ziller, 2000). Para tanto foram calculadas as médias destas variáveis e realizadas análises de variância (ANOVA) e teste de

Tukey-Kramer *a posteriori* (Zar 1999). Em todos os casos os valores foram transformados (log ou arcsen√proporção) para atender as premissas de homogeneidade das amostras. No tratamento PINUS também foi testado se há relação entre o grau de cobertura por troncos e acículas e a riqueza de espécies nativas através de correlações Spearman (Zar 1999).

RESULTADOS

No total dos três tratamentos foram amostradas 60 morfoespécies (Tabela 1), as quais eram todas espécies nativas. As formas de vida mais freqüentes foram herbáceas (60%), seguidas de arbustivas (28%), arbóreas (7%) e lianas (5%). A família com maior riqueza foi Asteraceae, com 15 espécies, sendo *Baccharis trimera* e *Stevia clausenii*, as mais expressivas nos três tratamentos. Melastomataceae e Poaceae foram também famílias representativas, ambas com três espécies. As duas espécies encontradas da família Bromeliaceae, também foram detectadas somente no tratamento CONTROLE. *Lobelia camporum* (Campanulaceae) e *Gaylussacia brasiliensis* (Ericaceae) foram espécies que apresentaram uma grande representatividade em todos os tratamentos, principalmente no MANEJO, com frequência de 36% e 46% respectivamente, neste mesmo tratamento. *Hesperozygis nitida* (Lamiaceae) destacou-se pela alta frequência (94 %). Para doze morfoespécies coletadas não foi possível a determinação, por encontrarem-se estéreis. Outras três espécies (Bromeliaceae 1, Myrtaceae 1 e Orchidaceae 1) foi possível identificar apenas a família.

Apenas onze espécies apareceram em todos os tratamentos, em especial as espécies *Danthonia* sp. e *Andropogon macrothrix* (Poaceae) que foram as mais frequentes. O tratamento PINUS apresentou 13 espécies exclusivas, já o MANEJO apresentou 6 e o CONTROLE 19 espécies. Algumas espécies como *Grazielia* sp. (Asteraceae), *Rumohra adiatiformis* (Dryopteridaceae), *Tibouchina reitzii* (Melastomataceae), *Andropogon macrothrix* (Poaceae) e *Aulonemia finbriatifolia* (Poaceae), apresentaram uma maior frequência no tratamento PINUS em relação aos outros tratamentos.

Tabela 1 – Lista de espécies amostradas com suas respectivas frequências (% de parcelas), em cada tratamento, na Serra do Ibitiraquire, Paraná. Hábito: Her: herbáceo; Arb: arbustivo; Arv: arbóreo; Lia: lianescente.

Família	Espécie	Hábito	Tratamento (% de parcelas)		
			PINUS	MANEJO	CONTROLE
Asteraceae	<i>Austroeuatorium</i> sp.	Her	4	0	0
	<i>Austroeuatorium</i> sp.	Her	6	0	0
	<i>Baccharis nummularia</i> Heering ex. Malme	Arb	0	0	8
	<i>Baccharis pauciflosculosa</i> DC.	Arb	4	2	0
	<i>Baccharis</i> sp.	Arb	0	4	16
	<i>Baccharis trimera</i> (Less.)	Her	36	48	68

	<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Arb	2	12	0
	<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R.M. King & H. Rob.	Arb	0	8	0
	<i>Disynaphia</i> sp.	Arb	0	2	0
	<i>Grazielia</i> sp.	Her	36	2	0
	<i>Mikania</i> sp.	Lia	2	0	0
	<i>Senecio</i> sp.	Arb	6	22	62
	<i>Stevia clausenii</i> Sch. Bip. ex Baker	Her	36	36	68
	<i>Symphopappus</i> sp.	Arb	0	0	2
	<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H. Rob.	Arb	6	0	0
Bignoniaceae	<i>Tabebuia catarinensis</i> A. Gentry	Arv	0	0	30
Blechnaceae	<i>Blechnum cf. schomburgkii</i> (Kl.) C. Chr.	Her	0	2	6
Bromeliaceae	<i>Dyckia reitzii</i> L.B. Smith	Her	0	0	14
	Bromeliaceae 1	Her	0	0	32
Caesalpiniaceae	<i>Senna multijuga</i> (L. Rich) H. S. Irwin & R. Barneby	Arv	2	0	0
Campanulaceae	<i>Lobelia camporum</i> Pohl.	Her	14	36	30
Commelinaceae	<i>Tradeschantia fluminensis</i> Vell.	Her	6	0	0
Cyperaceae	Cyperaceae 1	Her	0	0	12
Dryopteridaceae	<i>Rumohra adiatiformis</i> (G. Forst.) Ching.	Her	32	4	0
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> Meisn.	Arb	6	46	16
Eriocaulaceae	<i>Eriocaulon</i> sp.	Her	0	0	52
Iridaceae	<i>Gelasine coerulea</i> (Vell.) Ravenna	Her	0	0	8
Lamiaceae	<i>Hesperozygis nitida</i> (Benth) Epling.	Her	0	94	46
Lycopodiaceae	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	Her	0	0	8
	<i>Lycopodium thyoides</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	Her	0	4	2
Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp1.	Her	38	10	52
	<i>Leandra</i> sp2.	Her	4	0	0
	<i>Tibouchina reitzii</i> Brade.	Arv	48	10	34
Myrsinaceae	<i>Myrsine altomontana</i> M.F. Freitas & L.S. Kinoshita	Arv	2	0	0
	<i>Myrsine coriacea</i> Sieber ex. A. DC.	Arb	4	0	0
Myrtaceae	<i>Myrceugenia ovata</i> O. Berg.	Arb	2	0	0
	Myrtaceae 1	Arb	2	0	0
Onagraceae	<i>Fuchsia regia</i> (Vell.)	Arb	0	0	2
Orchidaceae	<i>Habenaria parviflora</i> Lindl.	Her	0	0	6
	Orchidaceae 1	Her	8	0	0
Poaceae	<i>Andropogon macrothrix</i> Trinius.	Her	68	36	22
	<i>Aulonemia finbriatifolia</i> L. G. Cark.	Her	80	6	0
	<i>Danthonia</i> sp.	Her	88	50	92
Polygalaceae	<i>Polygala subverticillata</i> Chodat.	Her	0	0	20
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl. var. <i>paraensis</i> (Sleumer) K.S. Edwards	Arb	8	12	8
Pteridaceae	<i>Doryopteris crenulans</i> (Fée) H. Christ,	Her	0	0	2
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Arb	0	4	0
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	Lia	0	2	2
Indeterminada	Indeterminada 1	Her	12	18	6
	Indeterminada 2	Arb	2	0	0
	Indeterminada 3	Her	0	0	4
	Indeterminada 4	Her	0	0	2
	Indeterminada 5	Her	0	0	8
	Indeterminada 6	Lia	0	6	14
	Indeterminada 7	Her	0	0	16
	Indeterminada 8	Her	0	0	2
	Indeterminada 9	Her	0	0	2

Indeterminada 10	Her	0	2	0
Indeterminada 11	Her	0	2	0
Indeterminada 12	Her	0	8	0

A comparação dos parâmetros da vegetação entre os tratamentos mostrou que houve diferença na riqueza média entre os tratamentos ($F=25,52$; $P<0,01$), sendo que o CONTROLE apresentou riqueza superior ao tratamento PINUS e este superior ao MANEJO (Figura 1A). A cobertura vegetal total (todas as formas de vida) foi maior no CONTROLE, seguido de MANEJO e PINUS ($F=61,00$; $P<0,01$; Figura 1B). A cobertura de espécies herbáceas diferiu entre os tratamentos ($F=46,30$; $P<0,0001$), sendo que as médias do CONTROLE foram superiores ao MANEJO e PINUS (Figura 1C). Já para a cobertura de espécies arbustivo-arbóreas, não houve diferenças entre os tratamentos ($F=2,31$; $P>0,05$; Figura 1D). As médias de todas as análises realizadas e seus respectivos desvios padrão podem ser vistos na tabela 2.

Tabela 2 – Valores das médias dos tratamentos, com os respectivos graus de liberdade, em relação à análise realizada.

	PINUS	MANEJO	CONTROLE
Riqueza de espécies	5,66 +/- 0,25	4,86 +/- 0,35	7,84 +/- 0,32
Cobertura vegetal (%)	52,24 +/- 3,88	83,24 +/- 2,26	94,4 +/- 1,83
Cobertura herbácea (%)	47,54 +/- 4,17	73,58 +/- 2,74	87,56 +/- 1,87
Cobertura de Arbustiva-arbóreas (%)	4,7 +/- 0,89	9,66 +/- 5,6	6,84 +/- 4,72

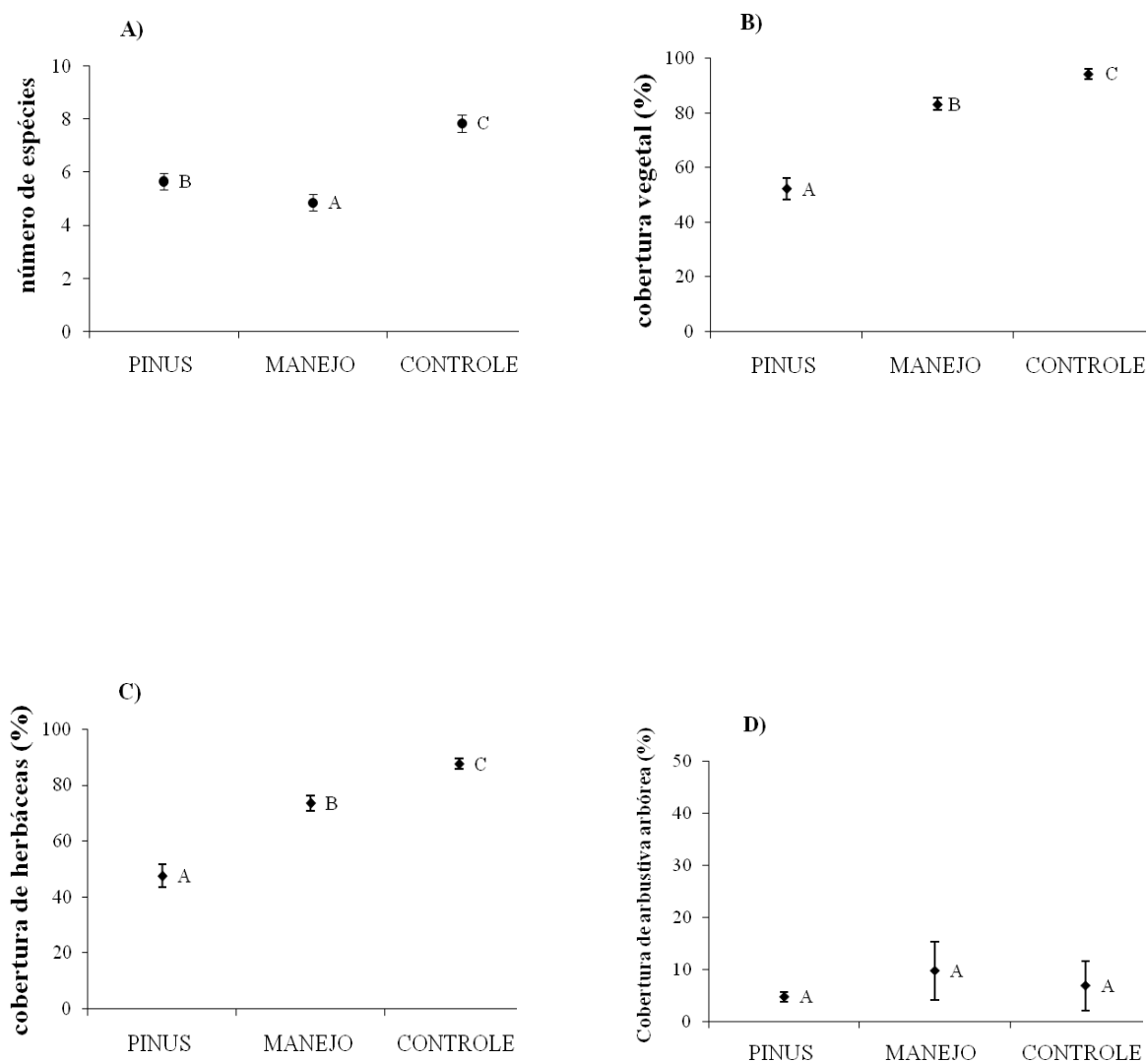


Figura 1 – Valores médios dos parâmetros da vegetação dos três tratamentos (PINUS, MANEJO, CONTROLE), na Serra do Ibitiraquire, Paraná. (A) riqueza; (B) cobertura vegetal; (C) cobertura de espécies herbáceas; (D) cobertura de espécies arbustivo-arbóreas. Note diferença nas escalas das figuras. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey-Kramer.

Nas análises de correlações realizadas no tratamento PINUS, foi verificado que cobertura de acículas foi inversamente relacionada com a riqueza de espécies herbáceas ($r=-0,43$; $P<0,01$), ou seja, quanto maior a cobertura de acículas menor a riqueza de espécies herbáceas. Da mesma maneira, esta relação inversa aconteceu entre a cobertura de acícula e a cobertura de herbáceas ($r=-0,77$; $P<0,01$) e também entre a presença de troncos e a cobertura herbácea ($r=-0,30$; $P<0,04$). As relações entre as coberturas de acículas e troncos e a riqueza e cobertura de espécies arbustivo-arbóreas não foram significativas ($P>0,05$).

DISCUSSÃO

O estudo da invasão biológica nas áreas de campos de altitude no litoral do Paraná mostrou que, após 10 meses, o controle mecânico de *Pinus taeda*, através do corte raso favoreceu a retomada da cobertura vegetal nativa, mas diminuiu a riqueza de espécies presentes nas áreas. Embora, a médio e longo prazo, possa ser alterada esta situação inicial, os resultados sugerem que a prática de remoção de *Pinus taeda* seja feita com cautela.

Uma relativa alta riqueza de espécies foi encontrada no presente estudo (60 morfoespécies). Um total de 224 espécies foram amostradas em toda a Serra do Ibitiraquire (Mocochinski et al., 2008) e 130 espécies no morro Anhangava, Parque Estadual Serra da Baitaca (Simão 2008). Estas diferenças devem-se, possivelmente, às diferenças no esforço amostral, que foi maior nestes estudos que visavam levantamento florístico.

A composição florística da área de estudo se aproxima ao que já fora levantado na região e em outros locais, de campos de altitude, do sudeste do Brasil onde Asteraceae foi a família mais rica (Rizzini, 1954; Martinelli, 1996; Safford, 1999; Mocochinski, 2006; Mocochinski et al. 2008; Simão, 2008). Poaceae foi a família com maior frequência, principalmente devido a *Andropogon macrothrix*, que estava presente em xxx das amostras. Esta espécie foi também muito abundante no levantamento realizado no morro Anhangava (Simão 2008). Trinta e seis das sessenta espécies coletadas eram herbáceas, o que mostra a capacidade de adaptação deste hábito nos campos de altitude (Mocochinski, 2006; Simão, 2008). Algumas espécies, tais como *Tabebuia catarinensis*, uma espécie que pode ser considerada endêmica (Portes et al., 2001) e *Habenaria parviflora*, apareceram apenas no tratamento CONTROLE, o que sugere um possível efeito negativo da presença de *P. taeda* para estas espécies. *Hesperozygis nitida*, uma espécie muito freqüente no tratamento MANEJO, contribuiu sobremaneira para a cobertura vegetal neste tratamento. Possivelmente trata-se de espécie oportunista, cuja propagação foi acelerada logo após a remoção dos indivíduos de *P. taeda*. No entanto, espécies com este comportamento tendem a ter as suas densidades diminuídas com o tempo (Harper 1977), o que poderá balancear com o aumento das densidades de outras espécies.

O tratamento CONTROLE apresentou maior riqueza de espécies que os demais tratamentos. Este era um resultado esperado uma vez que a presença de espécies invasoras do gênero *Pinus* tendem a alterar a composição de espécies nativas em áreas invadidas (Richardson, 1998). No entanto, a maior riqueza no tratamento PINUS em relação ao MANEJO é um resultado não previsto inicialmente e aponta para uma importante discussão sobre a prática de remoção de espécies exóticas. Uma possível explicação é que, com o corte das árvores, os galhos, troncos em decomposição além do próprio efeito mecânico da derrubada tenham efeito sobre um grupo de espécies menos tolerantes a esta situação. Por outro lado, *Hesperozygis nitida* foi favorecida neste novo hábitat, mas a propagação desta espécie pode diminuir com o tempo, conforme discutido acima. Portanto, o monitoramento a

longo prazo deste tratamento é crucial para uma interpretação mais precisa sobre os possíveis efeitos da remoção de *Pinus taeda* sobre a riqueza vegetação nativa.

Por outro lado, as diferenças na cobertura vegetal entre os tratamentos segue um padrão esperado, com o CONTROLE com maior média em relação a MANEJO e este em relação ao tratamento PINUS. Estes resultados sugerem que os efeitos negativos normalmente associados à presença de espécies de *Pinus* (Richardson, 1998; Ziller, 2000) estejam sendo refletidos na cobertura vegetal nativa. Entre os possíveis fatores estão o empobrecimento do solo (Dick et al., 2007) e o sombreamento promovido pela presença de indivíduos adultos de *Pinus*, o que afeta a assimilação de carbono e, conseqüentemente, a cobertura vegetal (referncia aqui pode ser um livro de fisiologia vegetal qualquer). Embora a cobertura no tratamento MANEJO esteja sendo muito influenciada pela alta abundância de *Hesperozygis nitida*, os resultados sugerem um possível efeito positivo da remoção de *Pinus taeda* sobre a cobertura vegetal de espécies nativas.

Além dos fatores acima mencionados, a cobertura de acículas pode influir negativamente na riqueza de espécies, uma vez que as correlações apresentaram valores elevados. Este efeito parece ser maior em plantas herbáceas. Alguns autores propõem que as acículas de *Pinus* apresentam efeitos alelopáticos, inibindo a germinação e/ou estabelecimento de outras espécies (Ferreira & Aquila, 2000; Azevedo et al., 2007). No tratamento MANEJO, à medida que as árvores eram cortadas e derrubadas, a quantidade de acículas no solo foi aumentada, sendo esta mais uma possível explicação para a menor riqueza neste tratamento. De fato, Dispigno & Zalba (2003) verificaram que a recuperação da vegetação nativa debaixo dos remanescentes de *Pinus* cortados apresenta um retardo devido à acumulação de acículas sob as árvores, efeito que é máximo no momento do corte e que diminui com o transcurso do tempo.

Várias outras medidas de controle são sugeridas para o controle da invasão de *Pinus*, entre as quais o uso de fogo, o anelamento e a utilização de herbicidas (Cuevas 2005). A escolha no uso de um ou outro está relacionada às características do terreno, ao valor de conservação de cada área, à densidade e tamanho dos indivíduos da *Pinus* e ao tempo em que se pretende obter um resultado (Cuevas, 2005). Nas áreas estudadas, nenhuma destas opções parecem ser interessantes. A utilização de fogo é inviável pelo fato das árvores terem porte grande e pelo impacto negativo que teria sobre flora nativa. Para o anelamento seria necessário um esforço muito grande para atingir todos os indivíduos, além do que os efeitos após a morte das árvores poderiam ser semelhantes ao corte aqui utilizado. A utilização de herbicidas, embora menos trabalhoso que o anelamento é um método oneroso (Cuevas 2005) e que pode gerar irreversíveis de contaminação do ecossistema. Portanto, do ponto de vista logístico e econômico o corte mecânico aqui utilizado parece ser o mais adequado. No entanto, os resultados negativos sobre a riqueza de espécies nativas nos primeiros 10 meses apontam para a necessidade de um monitoramento a longo prazo antes de ser sugerido como opção de controle

de *Pinus*. Muito embora as invasões sejam, na maior parte dos casos, incipientes, com árvores esparsas, é fundamental a noção de que esse problema aumenta gradativamente e se agrava com o passar do tempo, especialmente na total ausência de medidas de controle (Ziller et al, 2002). É um processo inverso à maioria dos problemas ambientais, cujos impactos tendem a ser gradativamente absorvidos pelo meio (Ziller et al, 2002). Isso leva à necessidade de aperfeiçoar o sistema tradicional de produção e manejo florestal de *Pinus* spp. e das outras atividades produtivas da região, visando mitigar os impactos decorrentes do uso de espécies exóticas invasoras (Ziller et al, 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

- ABREU, G. A. 2006. Os impactos ambientais da expansão das monoculturas de árvores exóticas e a sustentabilidade de comunidades rurais do Rio Grande do Sul, Brasil. Porto Alegre. 37p. Disponível em: <<http://www.defesabio.gaucho.org/textos/texto17.pdf>>. Acesso em: 1 de fevereiro de 2009.
- APG II. 2003. Angiosperm phylogeny group II. Bot. J. Linnean Soc v.141. 399-436p.
- AZEVEDO, V. K.; BRAGA, T. V. S.; GOI, S. R. 2007. Efeito alelopático de extrato de *Eucalyptus citriodora* e *Pinus eliotti* sobre a germinação de *Lactuca sativa* L. (Alface). Anais do VIII Congresso Brasileiro de Ecologia do Brasil, Caxambú, Minas Gerais.
- BARRETO, H. L. 2005. Regiões fitogeográficas de Minas Gerais. Boletim de Geografia 14: 14-28. 1949. In: CAIAFA, A. N. & SILVA, A. F. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no parque estadual da serra do brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. Departamento de Botânica, IB/UNICAMP. Rio de Janeiro. Rodriguésia v.56, n.87, 163-173p.
- BECHARA, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *pinus* no parque florestal do rio vermelho, Florianópolis – SC. Dissertação de mestrado. Florianópolis, SC. Universidade Federal de Santa Catarina. 125p.
- BIOLOGICAL INVASIONS. 2002. Ecological studies - analysis and synthesis. Nentwing, W. Editor. Springer. v. 193. 1-526 p.
- CAIAFA, A. N. & SILVA, A. F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no parque estadual da serra do brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. Departamento de Botânica, IB/UNICAMP. Rio de Janeiro. Rodriguésia v.56, n.87, 163-173p.
- CASWELL, H. 2000. Matrix population models: Construction, Analysis, and interpretation. Segunda edição. Sinauer Associates. 727p.
- CUEVAS, Y. A. 2005. Plan de manejo de *Pinus halepensis* para el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires). Dissertação de mestrado. Univesidade Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. 84p.
- DICK, D. P.; DALMOLIN, R. S. D.; LEITE, S. B. 2007. Impacto da introdução de *Pinus* nas características químicas e na composição da matéria orgânica de neossolos de campos de cim da serra, RS. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Gramado. Anais do XXXI CBCS. Porto Alegre : DS, FA, UFRGS,. v. 1. 236-236p.

- DISPIGNO L & ZALBA SM. 2003. Cambios en las comunidades vegetales luego del control de ejemplares aislados de *Pinus halepensis*. Livro de resumos XXIX Jornadas Argentinas de Botánica, San Luis, 68p.
- ELLENBERG, H.; MUELLER-DOMBOIS, D. 1965 A key to raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. Ber. Geobot. Inst. ETH. Zurich .Stiftg Rubel v. 37. 21-55p.
- EMBRAPA. 2009. Centro Nacional de Pesquisa de Florestas. Cultivo de pinus. Sistema de produções nº 5, versão eletrônica, novembro, 2005. Disponível em: <[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pinus/Cultivo doPinus/index.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pinus/Cultivo_doPinus/index.htm)>. Acesso em: 20 de maio de 2009.
- ENRIGHT, N.; OGDEN, J. 1979. Applications of transitions matrix models in forest dynamics: Araucaria in Papua New Guinea and Nothofagus in New Zeland. Australian Journal of Ecology v. 4. 3-23p.
- FERREIRA, A. G. & AQUILA, M. E. A. 2000. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. Departamento de botânica. Universidade de Brasília. R. Bras. Fisiol. Veg. Ed. 12. 175-204p.
- FERRI, M. G. 1980. Vegetação Brasileira. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 157 p.
- HIGGINS, S. I. & RICHARDSON, D. M. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. Plant Ecology. Ed. 135. 79-93p.
- HULME, P. E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. Journal of Applied Ecology v. 43. 835-847p.
- IAPAR. 1994. Cartas climáticas do estado do Paraná. Londrina. 49p.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. Manuais Técnicos de Geociências, n.1.
- LEITE, P. F. 1994. As diferentes unidades fitoecológicas da Região Sul do Brasil: proposta de classificação. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.
- MACK, R.N.; CHAIR; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. In: Issues in Ecology n. 5. 20p.
- MAGALHÃES, G. M. 1966. Sobre os cerrados de Minas Gerais. Anais da Academia Brasileira de Ciências 38(supl.): 59-70p.
- MAHMOUD, A.G.E.; VIRILLO, C. B.; RIBEIRO, D. B.; ALCANTARA, S. de F. 2003. Invasão de *Pinus elliottii* em um fragmento de cerrado em Itirapina-SP. Disponível em:<<http://www.ib.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/bt791r2a2003.pdf>>. Acesso em: 1 de fevereiro de 2009.
- MARTINELLI, G. 1996. Campos de altitude. Editora Index. Rio de Janeiro. 160p.

- MOCOCHINSKI, A. Y. 2006. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos e estruturais. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 65p.
- MOCOCHINSKI, A. Y. & SCHEER, M. B. 2008. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 38, n. 4. 625-640p.
- MOODY, M. E.; MACK, R. N. Controlling the spread of plant invasions the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology* 25,1988. 1009-1021p.
- MOONEY, H. A. & CLELAND, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Colloquium. PNAS*. v. 98, n. 10.
- PIVELLO, V. R. 2005. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *IINFO 33. ECOLOGIA*. Disponível em: <http://www.ecologia.info/cerrado.htm> . Acesso em: 2 de fevereiro de 2009
- PORTES, M.C.; GALVAO, F.; KOEHLER, A. 2001. Caracterização florística e estrutural de uma floresta ombrófila densa altomontana do morro do Anhangava Quatro Barras Pr. *Floresta (Brasil)*. *ENE-DIC* v. 31, n.1-2. 22-31p.
- REJMÁNEK, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: The first sketch. *Biological Conservation*. Ed. 78. 171 – 181p.
- RICHARDSON, D. M. Forestry trees as invasive aliens. 1998. *Conservation Biology*, v. 12, n. 1. 18-26p.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography*. Ed. 30, v. 3. 409–431p.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity and Distribution*. Ed. 6, 93-107p.
- RICHARDSON, D.M. & REJMÁNEK, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*. Ed. 10. 321–331p.
- RICHARDSON, D. M.; VAN WILGEN, B. W.; NUÑEZ, M. A. 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biol Invasions*. Ed. 10, 573–577p.
- RIZZINI, C. T. 1954. Flora organensis. *Arquivos do jardim botânico do Rio de Janeiro*. c.13. 118-243p.
- RIZZINI, C. T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. Separata da *Revista Brasileira de Geografia*, 1. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. 64p.
- SAFFORD, H. D. 1999. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography*, Oxford, v. 26, 693-712p.
- SHIMIZU, J. Y. 2006 *Pinus* na silvicultura brasileira. *Revista da Madeira*, v. 16, n. 99. Curitiba. 4-14p.

- SIMÃO, C. 2008. Caracterização Florística e Espectro Biológico de Refúgios Vegetacionais Altomontanos no Morro Anhangava, Parque Estadual Serra da Baitaca, Paraná. Dissertação mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- SPRING, P. E.; BREWER, M. L.; BROWN, J. R.; FANNING, M. E. 1974. Population ecology of loblolly pine *Pinus taeda* in an old field community. OIKOS 25. Copenhagen. 1-6p.
- VASHCHENKO, Y.; FAVARETTO, N.; BIONDI, D. 2007. Fragilidade Ambiental nos Picos Camapuã, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. Floresta, Curitiba, PR, v. 37, n. 2.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE. Rio de Janeiro.
- ZALBA, S. M.; CUEVAS, Y. A. & BOÓ, R. M. 2008. Invasion of *Pinus halepensis* Mill. following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. Journal of Environmental Management. Ed. 88. 539–546p.
- ZAR, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Northen Illinois University Prentice Hall. 4ª Edição.
- ZILLER, S.R. 2000. A Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 268 p.
- ZILLER, S. R. & GALVÃO, F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. Taeda*. Floresta número. Ed. 32, v. 1. 41-47 p.
- ZILLER, S. R; ZALBA, S. 2007. Proposals to prevent and control exotic invasive species. Natureza & Conservação. v. 5, n. 2. 78-85p.
- ZILLER, S. R. 2001. Os processos de degradação ambiental originados por plantas invasoras. Revista Ciência Hoje, n. 178.