

**REGENERAÇÃO DE *Psychotria suterella* Müll. Arg. (RUBIACEAE)
EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE FLORESTA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL¹**

**REGENERATION OF *Psychotria suterella* Müll. Arg. (RUBIACEAE)
IN A FRAGMENTED LANDSCAPE OF THE ATLANTIC FOREST IN SOUTHEASTERN BRAZIL**

Daniela Fessel BERTANI^{2, 4}; Flavio Antonio Maës dos SANTOS³

RESUMO – A fragmentação de florestas pode afetar processos demográficos relacionados à regeneração de populações de plantas. O objetivo desse estudo foi verificar se a regeneração de populações de *Psychotria suterella*, espécie arbustiva comum de sub-bosque na área de estudo, difere entre ambientes de floresta contínua e fragmentos de Mata Atlântica. A coleta de dados foi realizada na Reserva Florestal do Morro Grande e fragmentos adjacentes nos municípios de Cotia e Ibiúna, SP. Foram amostradas, em parcelas de 0,5 ha, nove populações em três áreas de floresta contínua, três fragmentos conectados e três fragmentos isolados, totalizando 4,5 ha. A densidade de indivíduos e de jovens foi significativamente diferente entre as áreas, independente do grau de isolamento. A densidade de indivíduos jovens foi menor nos fragmentos isolados. A proporção de indivíduos jovens aumentou em áreas com maior intensidade de luz e diminuiu com o aumento do tamanho dos fragmentos. Não houve diferenças nas taxas de germinação entre as populações de mata contínua e dos fragmentos isolados. As variações encontradas na densidade de plântulas não estão relacionadas ao potencial germinativo das sementes. A diminuição de habitat e aumento da disponibilidade de luz estiveram relacionados com a maior proporção de jovens nas populações, o que pode ter efeito futuro na viabilidade destas populações, pela baixa disponibilidade de indivíduos reprodutivos. Esses fatores provavelmente atuam de maneira indireta na estrutura populacional.

Palavras-chave: populações; regenerantes; germinação; disponibilidade de luz; sub-bosque; fragmentação de habitat.

ABSTRACT – The forest fragmentation can affect demographic processes related to the regeneration of plant populations. The aim of this study was to determine whether the regeneration of *Psychotria suterella* populations, common understory species in the study area, differs between environments of continuous forest and fragments. Data collection was carried out in the Morro Grande Forest Reserve and adjacent fragments in the municipalities of Cotia and Ibiúna, São Paulo state. We sampled nine populations of this species in plots of 0.5 ha in three areas of continuous forest, three fragments connected and three isolated fragments totaling 4.5 ha. The density of individuals and juveniles was significantly different between areas regardless of the degree of isolation (continuous forest and fragments). The density of juveniles was lower in isolated fragments. The proportion of young individuals in the population increased in areas with high light intensity and decreased with increasing fragment size. There were no differences in germination rates between the populations of fragments and continuous forests. The variations found in seedling densities were not related to seed germination. The reduction of fragment size and increased understory light availability were related to the higher proportion of juveniles in the populations. Changes in fragments size as well as the availability of light in the fragments are probably factors that act indirectly on population structure. The diminishing habitat and increased light availability were related to the higher proportion of young people in populations, which may have future effect on the viability of these populations, by the low availability of reproductive individuals. These factors probably act indirectly on population structure.

Keywords: populations; seedling; germination; light availability; understory; habitat fragmentation.

¹ Recebido para análise em 14.02.13. Aceito para publicação em 05.03.14.

² Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

³ Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, 13083-970 Campinas, SP, Brasil.

⁴ Autora para correspondência: Daniela Fessel Bertani – dfbertani@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

A regeneração de espécies de plantas está ligada à sobrevivência e crescimento em estádios iniciais de desenvolvimento, como os estádios de jovens, plântulas e sementes.

Em áreas florestais fragmentadas, o efeito de borda e perturbações antrópicas podem diminuir a umidade, aumentar a temperatura, a penetração de luz no solo e afetar o acúmulo de serapilheira (Kapos, 1989; Didham, 1998; Jules, 1998; Vidal et al., 2007), o que pode alterar as taxas de germinação de sementes de várias espécies (Didham, 1998; Bruna, 1999; Yates et al., 1996; Santos e Valio, 2002), processos demográficos relacionados à regeneração (Jules, 1998; Benitez-Malvido, 1998; Bruna, 1999, 2002; Cordeiro e Howe, 2001) e a estrutura de populações (Bach et al., 2005). Florestas secundárias e fragmentadas apresentam baixa densidade de árvores de grande porte e redução significativa na cobertura do dossel, o que altera a luminosidade e intensidade de ventos no interior destes ambientes, e leva a modificações estruturais da vegetação (Brown e Lugo, 1990; Kapos, 1989; Bierregaard et al., 1992; Oliveira-Filho et al., 1997).

Em populações pequenas e isoladas, o endocruzamento e a deriva genética podem levar a alterações da variabilidade genética intrapopulacional, ocorrendo uma diminuição da adaptabilidade futura a mudanças ambientais (Lande, 1988; Heschel e Paige, 1995; Young et al., 1996). A redução da aptidão diante da baixa variação genética pode ser observada em estádios iniciais de desenvolvimento da planta (Menges, 1991; Heschel e Paige, 1995; Morgan, 1999). Se sementes escaparem da predação e forem dispersas, elas podem não germinar por fatores genéticos ou ambientais ligados à diminuição do habitat (Menges, 1991; Morgan, 1999; Hobbs e Yates, 2003). A ocorrência de conexão entre fragmentos facilita o fluxo gênico e de indivíduos, o que pode influenciar na abundância, colonização e sucesso reprodutivo de organismos nestas áreas (Beier e Noss, 1998). Processos de polinização também tendem a ser mais suscetíveis à fragmentação de habitats, alterando processos demográficos (Aguilar et al., 2006).

Considerando que a fragmentação de habitats pode levar a uma diminuição do tamanho populacional, e que o tamanho populacional e o

isolamento podem comprometer a regeneração de espécies em paisagens fragmentadas, neste estudo pretendemos responder às seguintes questões: a densidade e proporção de indivíduos jovens de populações de uma espécie comum de sub-bosque em florestas montanas, *Psychotria suterella*, difere entre áreas de mata contínua e áreas fragmentadas? A disponibilidade de luz e o tamanho dos fragmentos são fatores que podem alterar a regeneração? As taxas e tempo de germinação afetam a regeneração dessa espécie na paisagem?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área do estudo localiza-se entre os municípios de Cotia e Ibiúna, Estado de São Paulo (23°35'S a 23°50'S; 46°45'O a 47°15'O), em paisagem caracterizada por uma floresta contínua (Reserva Florestal do Morro Grande – RFMG) e fragmentos florestais em estágio secundário. A altitude da região varia de 850 m a 1.100 m. O clima é do tipo Cwa (Köppen, 1948), temperado e chuvoso. As médias máximas de temperatura são de 27 °C e as mínimas são de 11 °C (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, 1997). A média pluviométrica anual é de aproximadamente 1.400 mm, com meses frios e secos de abril a agosto. A vegetação da região é classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso et al., 1992). A floresta do Morro Grande é composta por um mosaico de florestas em diferentes estádios de sucessão, com 9.400 ha (Metzger et al., 2006). Na região oeste da Reserva, existe uma paisagem fragmentada dominada por áreas abertas, caracterizadas por campos agrícolas (16,3% de cobertura), construções rurais e áreas urbanas (12,5%), vegetação natural em estádios iniciais de regeneração (10%), florestas secundárias (31%) e plantações de eucalipto (7%) (Metzger e Simonetti, 2003).

2.2 Espécie

Psychotria é o maior gênero da família Rubiaceae, com número estimado de 700 espécies Neotropicais (Hamilton, 1989). É um gênero rico em espécies de florestas tropicais e um importante recurso na dieta de animais frugívoros (Kinupp e Magnusson, 2005).

Psychotria suterella Müll. Arg. (Rubiaceae), apresenta hábito arbustivo-arbóreo, alcançando até 7 m de altura, é típica de sub-bosque e frequentemente encontrada em fragmentos da região, em grande densidade. Na RFMG representa grande contribuição na abundância de plântulas da comunidade (Alves e Metzger, 2006). Trata-se de uma espécie heterostilica, autoincompatível e dependente de polinizadores para formação de frutos e sementes (Lopes e Buzato, 2007). Os principais polinizadores são abelhas do gênero *Bombus*, borboletas e beija-flores (Lopes e Buzato, 2005). A florada ocorre de janeiro a abril e a frutificação o ano todo, intensificada em maio e dezembro (Lopes e Buzato, 2005). Há evidências de reprodução vegetativa para essa espécie, sendo a produção de clones feita exclusivamente por estolões (Grandisoli, 1997). O principal dispersor de sementes da espécie na área de estudo é o tangará (*Chiroxiphia caudata*, Boscolo, 2002).

2.3 Métodos

Os dados foram obtidos em parcelas de 0,5 ha (50 x 100 m) estabelecidas em três fragmentos conectados, três fragmentos isolados e em três áreas localizadas no interior da floresta contínua do Morro Grande, distantes aproximadamente 2,4 km entre si (Metzger et al., 2006; Tabela 1). As parcelas foram divididas em 20 subparcelas de 10 x 25 m. Todos os indivíduos de *P. suterella* com altura ≥ 10 cm encontrados nas parcelas em 2001 tiveram a altura medida, foram marcados e numerados. Foram considerados jovens os indivíduos com altura ≤ 50 cm (Bertani, 2006). A densidade de indivíduos de *P. suterella*, em cada área amostrada, foi estimada pela média e desvio-padrão do número de indivíduos nas subparcelas (10 x 25 m). Para verificar diferenças na densidade e proporção de indivíduos jovens entre as áreas amostradas e considerando o grau de isolamento (populações isoladas, conectadas e em floresta contínua), foram realizadas análises de variância (no caso das análises com jovens entre as unidades foram as subparcelas; ANOVA Hierárquica, Zar, 1996). As densidades foram transformadas em $\log(x + 1)$, as proporções foram transformadas em arcosseno da raiz quadrada, e testadas a homogeneidade entre as variâncias (Teste de Levene) e a normalidade (Teste de Kolmogorov-Smirnov).

Estimativas de abertura do dossel foram obtidas em 2003 por meio de fotos hemisféricas. Para as fotos foi utilizada uma câmera digital Coolpix Nikon 5.000, com lente olho de peixe 8 mm. A câmera foi fixada no solo por um tripé a 1,5 m do solo, alinhada por um nivelador e posicionada para o norte magnético. Essas medidas foram feitas a cada 10 m a partir de 5 m da borda da parcela, totalizando 40 pontos de amostragem em cada parcela de 0,5 ha. Para a análise das fotos hemisféricas foi utilizado o programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer et al., 1999). Em cada imagem foram feitos ajustes de tonalidade por três pessoas devido à presença de pontos falso-claros (reflexos em troncos e folhagens). A porcentagem de abertura do dossel final de cada ponto foi calculada pela média dos valores obtidos. Para testar a influência de variáveis ambientais (como porcentagem de abertura do dossel e tamanho dos fragmentos (em ha)) na proporção de jovens e adultos, em cada população, foram utilizados modelos de regressão linear simples. Os dados (médias por fragmento) apresentados na forma de proporção (que variam de 0 a 1), como abertura do dossel e proporção de indivíduos, foram transformados em arcosseno da raiz quadrada (Zar, 1996), e o tamanho dos fragmentos em $\log_{10}$. Na relação com o tamanho dos fragmentos (área), não foram consideradas as populações da floresta contínua, devido a área ser muito maior (mais de 1.000 vezes) e por estarem localizadas na mesma área amostral (Reserva Florestal do Morro Grande).

No final da temporada de frutificação de 2001, foram coletados em média 10 frutos maduros e íntegros de 10 indivíduos adultos em nove áreas (algumas áreas não foram as mesmas das amostragens de jovens), sendo três em floresta contínua, três em fragmentos conectados e três em fragmentos isolados (Tabela 2), totalizando 860 sementes. Foram removidas as polpas dos frutos, e as sementes foram limpas por imersão de solução de hipoclorito de sódio 2% por 10 minutos, de álcool 70% por 1 minuto e lavadas com água destilada. Posteriormente foram depositadas em gerbox sobre papel filtro, e colocadas em germinador calibrado para manter a temperatura constante de 25 °C, com alternância de fotoperíodo de 12 horas, por luz de lâmpadas fluorescentes brancas.

As sementes foram umedecidas com água destilada e acompanhadas diariamente para medição do tempo e porcentagem de germinação. Foram consideradas germinadas quando observado o crescimento de 1 mm da radícula e removidas do gerbox após germinação. Para verificar diferenças na porcentagem e no tempo de germinação entre as áreas amostradas, considerando o grau de isolamento, foram realizadas análises de variância (ANOVA Hierárquica, Zar, 1996). Os tempos de germinação foram transformados em $\log(x + 1)$, as proporções foram transformadas em arcosseno da raiz quadrada, e testadas a homogeneidade entre as

variâncias (Teste de Levene) e normalidade (Teste de Kolmogorov-Smirnov).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A densidade total de indivíduos variou entre as áreas amostradas (ANOVA: $F(6, 171) = 27,170$; $p = 0,000$), porém, considerando o grau de isolamento, não houve diferenças significativas (ANOVA: $F(2, 171) = 0,502$; $p = 0,629$) entre a floresta contínua (800 ± 640 indivíduos, média $\pm$ desvio-padrão), fragmentos conectados (600 ± 620) e isolados (380 ± 400 ; Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização das áreas e das populações de *P. suterella* amostradas em parcelas de 0,5 ha nos fragmentos e áreas da floresta contínua. Tam. = área em ha; dens. e dp. – densidade de indivíduos $\pm$ desvio-padrão; jov. = jovens; % ab. dossel = porcentagem de abertura do dossel; MC – mata contínua; Conec – fragmentos conectados; Isol – fragmentos isolados. O valor relativo à área das localidades amostradas em mata contínua representa a área total da Reserva Estadual do Morro Grande.

Table 1. Characterization of the areas and populations of *P. suterella* sampled in plots of 0.5 ha in fragments and continuous forest. Tam. = area in ha; dens. and dp. – density of individuals $\pm$ standard deviation; jov. = young individuals; % ab. = percentage of canopy opening; MC – continuous forest; Conec – fragments connected; Isol – isolated fragments. The figure for the area of the localities sampled in continuous forest represents the total area of Morro Grande State Reserve.

Local	Coord.	Tam. (ha)	% ab. dossel	dens. $\pm$ dp	dens $\pm$ dp jov.	% jov.
MC1	46°57'32,1''O, 23°40'31,9''S	9400	7,99	1085 $\pm$ 647	314 $\pm$ 295	29,22
MC2	46°57'24,4''O, 23°41'44,9''S	9400	8,54	966 $\pm$ 659	118 $\pm$ 156	12,84
MC3	46°56'43,6''O, 23°42'53,6''S	9400	8,4	356 $\pm$ 305	49 $\pm$ 58	15,17
Conec1	47°03'52,4''O, 23°44'38,6''S	4,46	9,55	1079 $\pm$ 674	225 $\pm$ 177	21,41
Conec2	47°03'44,6''O, 23°44'16,7''S	3,3	7,57	504 $\pm$ 350	95 $\pm$ 113	20,63
Conec3	47°05'15,6''O, 23°42'54,1''S	1,7	10,24	197 $\pm$ 411	86 $\pm$ 243	45,18
Isol1	47°03'19,2''O, 23°45'00,1''S	5,51	7,18	389 $\pm$ 201	31 $\pm$ 54	7,97
Isol2	47°02'44,6''O, 23°46'04,4''S	4,97	7,57	691 $\pm$ 495	148 $\pm$ 169	21,85
Isol3	47°04'19,7''O, 23°42'30,0''S	1,97	9,32	87 $\pm$ 148	32 $\pm$ 74	41,38

A densidade de indivíduos jovens não diferiu entre os fragmentos isolados (densidade média/0,5 ha = 70 ± 122 ; Tabela 1), quando comparada à densidade em fragmentos conectados (135 ± 193) e populações de mata contínua (160 ± 223 ; ANOVA: $F_{(2, 171)} = 0,503$; $p = 0,628$). Porém, entre as áreas amostradas, desconsiderando a continuidade do habitat, houve diferenças entre as densidades (ANOVA: $F_{(6, 171)} = 12,840$; $p = 0,000$).

Houve grande variação na proporção de jovens entre as populações (de 8 a 45%; Tabela 1), porém não houve relação com a descontinuidade de habitat, pois não existiram diferenças entre as populações localizadas em mata contínua, fragmentos isolados e fragmentos conectados (ANOVA: $F_{(2,6)} = 0,408$; $p = 0,682$). A porcentagem de jovens na população diminuiu com o tamanho dos fragmentos ($r^2 = 0,86$; $p < 0,01$; Figura 1) e aumentou com a intensidade de luz ($r^2 = 0,47$; $p < 0,05$; Figura 2).

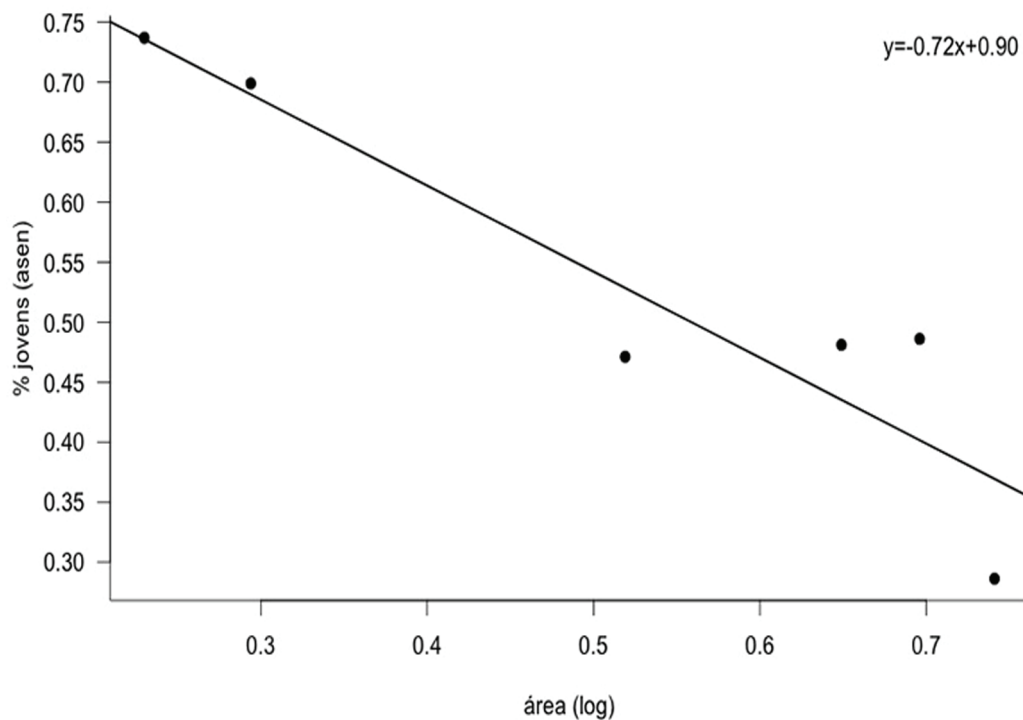


Figura 1. Relação da proporção do número de indivíduos jovens de *Psychotria suterella* e a área dos fragmentos amostrados (ha, log).

Figure 1. Relationship between the ratio of the number of young individuals of *Psychotria suterella* and the fragments sampled (ha, log).

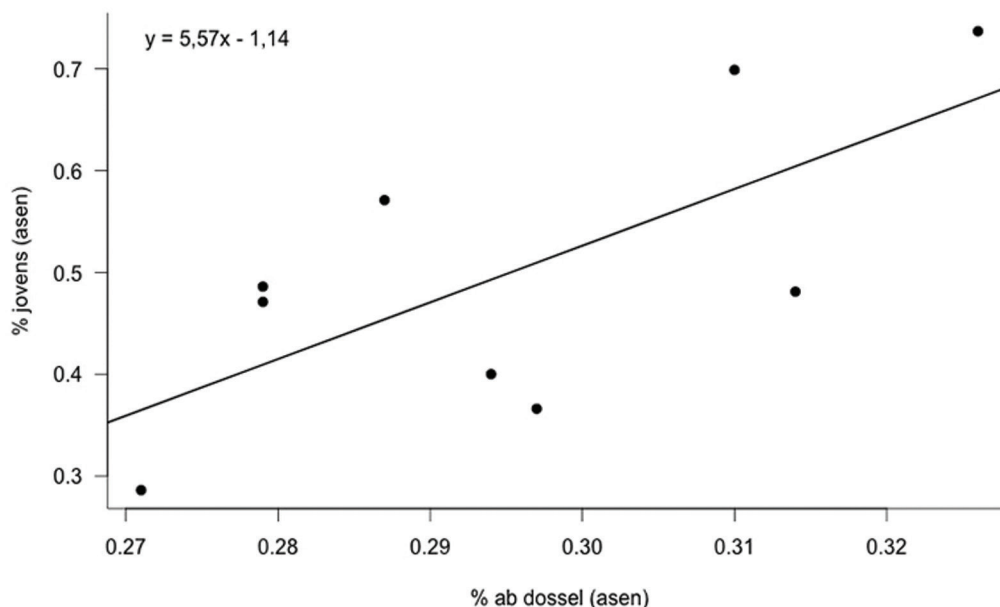


Figura 2. Relação da proporção do número de indivíduos jovens de *Psychotria suterella* e a porcentagem de abertura do dossel (arcosseno).

Figure 2. Relationship between the ratio of the number of young individuals of *Psychotria suterella* and percentage of canopy opening (arcsine).

Lopes e Buzato (2005), em estudo na mesma área, observaram variação na disponibilidade de frutos de *Psychotria suterella* entre os fragmentos e relacionaram este fator a variações abióticas entre os mesmos. É possível que as variações de proporção de jovens encontradas no presente estudo estejam relacionadas à frutificação diferenciada entre as áreas. Porém, além da reprodução sexuada deve-se observar a importância da reprodução vegetativa, verificada em campo e no estudo de Grandizoli (1997), o que dificulta a diferenciação dos fatores que determinam as variações estruturais entre as populações.

Bruna e Kress (2002) encontraram maior proporção de indivíduos jovens e menor proporção de adultos em fragmentos em comparação com floresta contínua, e relacionaram isto à maior mortalidade de adultos e maior recrutamento de jovens em situação de pós-isolamento. Uma maior proporção de jovens nessas condições pode indicar que a diminuição de habitat e aumento da intensidade luminosa alteram a estrutura das populações, numa direção de diminuição da proporção de adultos,

que a longo prazo pode afetar a sobrevivência da espécie na paisagem.

As porcentagens médias de germinação das populações amostradas foram altas, e variaram entre 66 e 82% (Tabela 2). Não houve diferenças nas taxas de germinação entre as populações de mata contínua, fragmentos conectados e isolados (ANOVA: $F_{(2, 77)} = 0,490$; $p = 0,814$) e nem diferenças entre as populações desconsiderando o grau de conexão (Tabela 2; ANOVA: $F_{(6, 77)} = 0,881$; $p = 0,462$). Isso indica que a redução de habitat não influenciou a germinabilidade das sementes produzidas nas diferentes áreas. Bruna (1999) observou diminuição na porcentagem de germinação de sementes de *Heliconia acuminata* produzidas em fragmentos de floresta amazônica, provavelmente relacionada às condições ambientais desfavoráveis encontradas nos fragmentos. No presente estudo, as sementes foram germinadas sob as mesmas condições, sendo excluídas as condições ambientais que poderiam alterar as taxas de germinação.

Tabela 2. Áreas de coleta das sementes de *Psychotria suterella* em diferentes situações da paisagem e respectivos resultados de experimentos de germinação. N = número de sementes coletadas; Gm – taxa média de germinação; SD – desvio-padrão; TG – tempo médio de germinação; MC – mata contínua; Conec – fragmentos conectados; Isol – fragmentos isolados; Sit – situação na paisagem. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tempos de germinação (teste de Tukey, $p < 0,05$).

Table 2. Collecting seeds area of *Psychotria suterella* in different situations in landscape and results of germination experiments. N = number of seeds collected; Gm – average rate of germination; SD – standard deviation; TG – germination time; MC – continuous forest; Conec – fragments connected; Isol – isolated fragments; Sit – situation in the landscape. Different letters indicate significant differences between the times of germination (Tukey test, $p < 0.05$).

	Localização	N	Gm %	SD Gm	TG dias	SD TG
Área						
MC4	47°00'24,8''O, 23°46'36,3''S	80	75,00	32,95	59	16
MC5	47°00'15,9''O, 23°45'21,4''S	100	66,00	25,47	49	16
MC6	47°00'15,9''O, 23°45'21,4''S	100	74,00	24,59	47	13
Conec1	47°03'52,4''O, 23°44'38,6''S	100	81,00	30,35	45	14
Conec2	47°03'44,6''O, 23°44'16,7''S	100	77,00	30,57	53	18
Conec3	47°05'15,6''O, 23°42'54,1''S	80	75,00	16,90	63	17
Isol1	47°03'19,2''O, 23°45'00,1''S	100	69,00	24,70	56	18
Isol2	47°02'44,6''O, 23°46'04,4''S	100	82,00	10,33	57	20
Isol4	47°05'15,2''O, 23°42'38,1''S	100	72,67	12,65	65	16
Sit						
MC		280	71,43	26,77	51a	16
Conec		280	77,86	26,44	52a	18
Isol		300	74,56	17,41	59b	18

Vários estudos não encontraram reduções nas taxas de germinação com a redução do tamanho populacional ou relacionadas com a perda e fragmentação de habitat (Eisto et al., 2000; Kery, et al., 2000; Costin et al., 2001). Provavelmente, o tempo (número de gerações transcorrido desde o isolamento) e a diminuição do tamanho populacional não foram suficientes para que alterações genéticas pudessem ocorrer (Morgan, 1999), ou as espécies estudadas não são sensíveis a estes fatores (Hobbs e Yates, 2003).

As sementes demoraram em média 54 ± 18 dias para germinar (Tabela 2). O tempo médio de germinação variou entre as populações

(ANOVA: $F_{(6, 631)} = 15,231$; $p = 0,000$), porém não houve diferenças entre as populações de mata contínua, fragmentos conectados e isolados (ANOVA: $F_{(2, 631)} = 0,921$; $p = 0,448$; Tabela 2).

Garwood (1983), em um estudo de germinação em uma comunidade no Panamá, observou variação no tempo de germinação de 4 a 34 semanas entre 12 espécies de *Psychotria*, sendo que para uma mesma espécie a diferença chegou a 10 semanas. A velocidade de germinação é muito variável entre espécies (Garwood, 1983; Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1993; Kyereh et al., 1999; Paz et al., 1999).

Em estudo de 335 espécies em florestas tropicais da Malásia, o tempo para germinação completa variou de uma semana a um ano (Ng, 1980 apud Kyereh et al., 1999). Porém, em estudos de comunidades feitos na Malásia, Costa Rica e Panamá a maioria das espécies apresentou tempo de germinação entre 4 e 12 semanas (Garwood, 1983), o mesmo encontrado neste estudo.

O maior tempo para a germinação de sementes produzidas em fragmentos isolados foi de apenas uma semana. O maior tempo para germinação pode ser causado pela menor permeabilidade das sementes à água e oxigênio, ou pela dormência associada à imaturidade do embrião ou balanço inadequado de fatores de crescimento como hormônios (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1993). Diferenças intraespecíficas na permeabilidade já foram observadas para algumas espécies, e estão ligadas a diferenças na espessura da testa das sementes, que está relacionada a diferenças na probabilidade de dessecação (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1993).

A velocidade de germinação, e a possível dormência de sementes, podem estar associadas às condições favoráveis para germinação em relação à luz, às estações chuvosas e à competição. A emergência tardia pode ser uma vantagem quando a competição entre plântulas for menos intensa, ou ser uma característica neutra, comum em espécies tolerantes à sombra que não se beneficiam pela rápida emergência (Garwood, 1983).

4 CONCLUSÃO

As variações encontradas na densidade de indivíduos jovens, entre populações de *Psychotria suterella*, não estão relacionadas ao potencial germinativo das sementes. A densidade de indivíduos, a proporção de jovens e o tempo de germinação variaram entre as populações, porém essas diferenças não foram associadas à descontinuidade de habitat.

A diminuição do tamanho dos fragmentos e aumento da disponibilidade de luz podem ter levado à maior proporção de jovens nas populações em relação a adultos, o que pode ter efeito futuro na viabilidade destas populações. São fatores que atuam indiretamente na estrutura e podem estar relacionados ao histórico de distúrbios.

5 AGRADECIMENTOS

Ao apoio da FAPESP, que financiou o projeto “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” (processo 99/05123-4) dentro do programa BIOTA. À SABESP, pelo apoio logístico do trabalho na Reserva Florestal do Morro Grande. Ao Departamento de Botânica da Universidade Estadual de Campinas, pelo apoio financeiro. Ao Departamento de Fisiologia Vegetal/Unicamp, pelo apoio logístico nos experimentos de germinação. À Capes, pela bolsa de doutorado concedida a Daniela Fessel Bertani, e ao CNPq, pela bolsa de produtividade em pesquisa (processo 207132/2004-8) concedida a Flavio Antonio Mães dos Santos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.
- AGUILAR, R. et al. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 9, n. 8, p. 968-980, 2006.
- BACH, C.E.; KELLY, D.; HAZLETT, B.A. Forest edges benefit adults, but not seedlings, of the mistletoe *Alepis flavida* (Loranthaceae). **Journal of Ecology**, v. 93, p. 79-86, 2005.

- BEIER, P.; NOSS, R.F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.
- BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380-389, 1998.
- BERTANI, D.F. **Ecologia de populações de *Psychotria suterella* Müll. Arg. (Rubiaceae) em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica**. 2006. 126 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BIERREGAARD JR., R.O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments – a perspective comparison of forest fragments and continuous forest. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859-866, 1992.
- BOSCOLO, D. **O uso de técnicas de play-back no desenvolvimento de um método capaz de atestar a presença ou ausência de aves no interior de fragmentos florestais**. 2002. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- BRUNA, E.M. Seed germination in rainforest fragments. **Nature**, v. 402, n. 6758, p. 139, 1999.
- _____. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia**, v. 132, n. 2, 235-243, 2002.
- _____; KRESS, W.J. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). **Conservation Biology**, v. 16, n. 5, p. 1256-1266, 2002.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – SABESP. Programa de Conservação do Sistema Cotia. **Relatório conclusivo: avaliação ambiental**. São Paulo: SABESP: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 1997. tomo 3.
- CORDEIRO, N.J.; HOWE, H.F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1733-1741, 2001.
- COSTIN, B.J.; MORGAN, J.W.; YOUNG, A.G. Reproductive success does not decline in fragmented populations of *Leucochrysum albicans* subsp. *albicans* var. *tricolor* (Astereaceae). **Biological Conservation**, v. 98, n. 3, p. 273-284, 2001.
- DIDHAM, R.K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998.
- EISTO, A.K. et al. Population persistence and offspring fitness in the rare bellflower *Campanula cervicaria* in relation to population size and habitat quality. **Conservation Biology**, v. 14, n.5, p. 1413-1421, 2000.
- FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA): imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation**. Burnaby: Simon Fraser University; Millbrook: Institute of Ecosystem Studies, 1999.
- GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. **Ecological Monographs**, v. 53, n. 2, p. 159-181, 1983.
- GRANDISOLI, E.A.C. **Biologia reprodutiva e estrutura da população de *Psychotria suterella* Muell. Arg. (Rubiaceae) em um fragmento de mata secundária em São Paulo (SP)**. 1997. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HAMILTON, C.W. A revision of Mesoamerican *Psychotria* subg. *Psychotria* (Rubiaceae). Part. 1: Introduction and species. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 76, n. 2, p. 67-111, 1989.
- HESCHEL, S.M.; PAIGE, K.N. Inbreeding depression, environmental stress, and population size variation in scarlet gilia (*Ipomopsis aggregata*). **Conservation Biology**, v. 9, n. 1, p. 126-133, 1995.
- HOBBS, R.J.; YATES, C.J. Impacts of ecosystem fragmentation in plant populations: generalizing the idiosyncratic. **Australian Journal of Botany**, v. 51, n. 5, p. 471-488, 2003.

JULES, E.S. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. **Ecology**, v. 79, n. 5, p. 1645-1656, 1998.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

KERY, M.; MATTHIES, D.; SPILLMANN, H. Reduced fecundity and offspring performance in small population of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 17-30, 2000.

KINUPP, V.F.; MAGNUSSON, W.E. Spatial patterns in the understorey shrub genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 4, p. 363 -374, 2005.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 478 p.

KYEREH, B.; SWAINE, M.D.; THOMPSON, J. Effect of light on the germination of forest trees in Ghana. **The Journal of Ecology**, v. 87, n. 5, p. 772-783, 1999.

LANDE, R. Genetics and demography in biological conservation. **Science**, v. 241, n. 4872, p. 1455-1460, 1988.

LOPES, L.E.; BUZATO, S. Biologia reprodutiva de *Psychotria suterella* Muell. Arg. (Rubiaceae) e a abordagem de escalas ecológicas para a fenologia de floração e frutificação. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 4, p. 785-795, 2005.

_____. Variation in pollinator assemblages in a fragmented landscape and its effects on reproductive stages of a self-incompatible treelet, *Psychotria suterella* (Rubiaceae). **Oecologia**, v. 154, n. 2, p. 305-314, 2007.

MENGES, E.S. Seed germination percentage increases with population size in a fragmented prairie species. **Conservation Biology**, v. 5, n. 2, p. 158-164, 1991.

METZGER, J.P.; SIMONETTI, C. Estrutura da paisagem em Caucaia do Alto (Planalto de Ibiúna). Anexo I. In: METZGER, J. P. (Ed.) **Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 2003. (III Relatório Anual FAPESP). (Programa BIOTA/FAPESP, Processo nº 99/05123-4).

_____. et al. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 0, 2006.

MORGAN, J.W. Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. **Conservation Biology**, v. 13, n. 2, p. 266-273, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

PAZ, H.; AZER, S.J.; MARTINEZ-RAMOS, M. Seed mass, seedling emergence, and environmental factors in seven rain forest *Psychotria* (Rubiaceae). **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1594-1606, 1999.

SANTOS, S.L.; VALIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 89-92, 2002.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the Tropical Rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, n. 1, p. 69-87, 1993.

VELOSO, H.P. Sistema fitogeográfico. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. p. 8-38. (Série Manuais Técnicos em Geociências, v. 1).

VIDAL, M.M. et al. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

YATES, C.J.; HOBBS, R.J.; BELL, R.W. Factors limiting the recruitment of *Eucalyptus salmonophloia* in remnant woodlands. III. Conditions necessary for seed germination. **Australian Journal of Botany**, v. 44, n. 3, p. 283-296, 1996.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 2nd ed. New Jersey: Prentice Hall, 1996. 663 p.