

Efeitos da fragmentação de habitats em populações vegetais

SANDRO MUNIZ DO NASCIMENTO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia,

Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade

Estadual de Campinas, Instituto de Biologia,

Departamento de Botânica, Caixa Postal 6109, 13083-970

Campinas, SP, Brasil.

Autor para correspondência: munizsandro@yahoo.com.br

RESUMO (Efeitos da fragmentação de habitats em populações vegetais). A fragmentação de habitats terrestres é atualmente um dos principais impactos humanos em populações e comunidades naturais. Em muitos casos as consequências da fragmentação de habitats podem aumentar o risco de extinção de muitas espécies, alterar diversas interações ecológicas, tais como mutualismo entre planta-polinizador, alterar as taxas de crescimento vegetal, mudar a estrutura demográfica das populações, e influenciar de forma negativa o sucesso reprodutivo dos indivíduos em fragmentos florestais. Esta monografia concentrou-se em alguns estudos recentes que demonstram as consequências da fragmentação florestal, com diferentes tamanhos de fragmentos, nas populações vegetais.

Palavras-chave – fragmentação florestal, interações ecológicas, populações vegetais, sucesso reprodutivo, taxas de crescimento.

Efeitos da fragmentação de habitats em populações vegetais

Introdução

Muitas populações e comunidades vegetais no mundo têm sido sujeitas a processos de limpeza da paisagem e destruição ambiental pelos humanos, os quais têm levado a uma subdivisão de habitats, originalmente contínuos, em menores, e manchas mais isoladas (Aguilar *et al.* 2004). O entendimento de como as populações e comunidades respondem à fragmentação é uma área central da pesquisa em ecologia (Bruna *et al.* 2002).

Uma das principais conseqüências da fragmentação é a dramática alteração das condições abióticas, principalmente em ecossistemas florestais (Gehlhausen *et al.* 2000). Por exemplo, a temperatura do ambiente em fragmentos e na borda da floresta pode ser 8^o C maior que no interior da floresta contínua (Didham & Lawton 1999). Os fragmentos também têm uma turbulência maior causada pelos ventos, o qual, combinado com elevadas temperatura, acelera as taxas de perda de água por evaporação (Didham & Lawton 1999) e reduz a umidade relativa (Bruna *et al.* 2002).

A fragmentação do habitat implica em redução da abundância local de espécies, e um aumento do isolamento entre populações, junto com as mudanças ambientais, afetando deste modo, muitos processos ecológicos das populações e comunidades (Rathcke & Jules 1993).

Em artigo de revisão, Debinski (2000) afirmou que não é surpreendente a existência do desenvolvimento de uma literatura baseada em estudos observacionais de paisagens fragmentadas, e uma substancial literatura dos efeitos da fragmentação em populações e comunidades. Em contraste, poucos pesquisadores têm criado uma paisagem fragmentada experimentalmente, para então, avaliar as conseqüências ecológicas da fragmentação. Isso ocorre devido ao fato que a manipulação de paisagens tende a ser em grande escala, trabalhosa e custosa (Debinski *et al.* 2000).

Taxas de crescimento

Mudanças das condições ambientais como temperatura e umidade do solo e ar, podem levar a uma alteração nas taxas de crescimento de plantas, e a possíveis mudanças na abundância de plantas florindo. Bruna *et al.* (2002), em experimento de manipulação para investigar diferenças relacionadas à fragmentação, observaram alterações na quantidade de galhos e área foliar de *Heliconia acuminata* na Amazônia, a 70 km ao norte de Manaus. Argumentaram que plantas de sub-bosque, como *H.acuminata*, são modelos ideais para investigações experimentais das conseqüências da fragmentação para o crescimento do indivíduo. Elas crescem em um estrato da floresta caracterizado por baixas temperaturas do ar e do solo, alta umidade relativa e limitação de luz, características que são dramaticamente alteradas em fragmentos de florestas tropicais; estas plantas são de fácil manipulação para experimentos em escala de paisagem, ao contrário de plantas lenhosas e animais, e finalmente, transições críticas da história de vida da planta, como sobrevivência e reprodução, são freqüentemente dependentes de tamanho (Harper 1977), sendo possíveis inferências das conseqüências demográficas da mudança no tamanho das plantas (Bruna *et al.* 2002). Em outro estudo (Bruna & Kress 2002) foi observado que populações de *H. acuminata* em fragmentos florestais pequenos têm uma tendência a ter uma maior freqüência das menores classes de tamanho que aquelas em florestas contínuas.

O experimento foi baseado em transplante recíproco entre fragmentos e ambientes contínuos, sendo observado que indivíduos de *H. acuminata* transplantados para fragmentos florestais perderam em média 20% dos galhos vegetativos, e aqueles indivíduos transplantados para a floresta contínua mostraram um pequeno ganho de 1,2% de galhos vegetativos. A área foliar das plantas em fragmentos aumentou em 50% comparada com a observada para plantas em floresta contínua (figura 1).

O numero de plantas previstas para florir em floresta continua aumentou de 15 para 17 (+13%), enquanto nos fragmentos diminuiu de 11 para 7 (-36%), tais diferenças não são significativas ($X^2 = 3,61$, $0,10 < P < 0,05$). Trinta dois meses depois do transplante houve uma

diferença significativa entre as taxas de crescimento das plantas em diferentes distâncias da borda, sendo que plantas na borda eram significativamente maiores que plantas em todas as outras distâncias e aquelas foram as únicas plantas nos fragmentos que tiveram aumento em tamanho. As distâncias da borda eram de 0, 5, 10 e maior ou igual a 20 m.

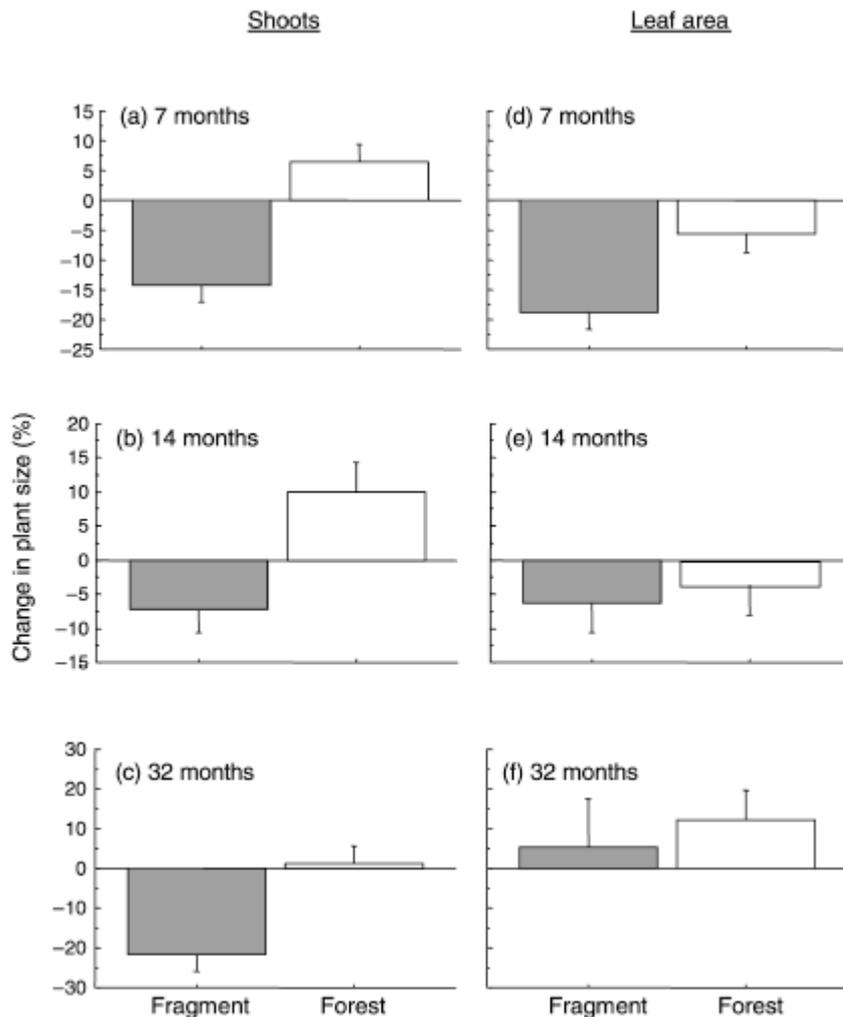


Fig. 1. Mudança média na área da folha e galho, depois de 7, 14 e 32 meses do transplante para floresta contínua (barra branca) e fragmentos florestais (barra escura).

Os resultados obtidos em relação à diminuição de galhos e folhas estão de acordo com a resposta comum de muitas plantas tropicais ao estresse de água e temperatura, em que a redução da área foliar limita a perda de água. Houve diferenças no crescimento entre os fragmentos, isso pode ocorrer devido ao fato de haver uma considerável heterogeneidade entre os locais, variações na

química do solo e estrutura inicial da floresta, com cada fragmento tendo uma história única de isolamento (Bruna *et al.* 2002). Um resultado não esperado ocorreu em relação ao rápido crescimento das plantas na borda dos fragmentos. Plantas de borda de dois fragmentos responderam favoravelmente à proximidade da borda, enquanto plantas de borda dos outros dois fragmentos responderam de forma negativa. Os mecanismos responsáveis por esse particular crescimento na borda não são muito claros (Bruna *et al.* 2002), sendo que variações em micro-escala da química do solo podem estar afetando estas respostas.

Não houve uma mudança significativa na abundância esperada de plantas florindo, resposta que já foi encontrada em outros estudos em parcelas permanentes (Bruna & Kress 2002). Os autores concluíram que a redução das taxas de crescimento relacionada à fragmentação pode ter consequências importantes na demografia de plantas de sub-bosque, alterando a estrutura da população e reduzindo a abundância de plantas reprodutivas. Plantas com ampla distribuição e abundância podem ser afetadas pelas mudanças ambientais associadas à fragmentação (Bruna & Kress 2002).

Fragmentação e sucesso reprodutivo masculino e feminino.

Aguilar *et al.* (2004), em um experimento sobre os efeitos da fragmentação no sucesso reprodutivo masculino e feminino de *Cestrum parqui* (Solanaceae), observaram que a fragmentação afetou fortemente o total de pólen nos estigmas e o número de tubos polínicos e também o número de frutas, além de observarem um declínio no sucesso reprodutivo total (masculino e feminino) nos fragmentos de floresta menores e um declínio na qualidade e quantidade de polinização.

A redução no tamanho da população é provavelmente um fator que afeta o esforço reprodutivo total, o qual se traduz em um aumento do endocruzamento, perda da variabilidade genética, diminuição da produção de sementes e eventualmente aumento do risco de extinção das populações (Aguilar *et al.* 2004). Os animais polinizadores podem ser influenciados pelas alterações no habitat, diretamente pelas mudanças na estrutura reprodutiva da população ou distribuição das

plantas, como por exemplo, grandes distâncias entre os fragmentos, ou indiretamente pela variação populacional da assembléia de polinizadores, ou pelas mudanças nos padrões de comportamento ou vôo (Aguilar *et al.* 2004).

Os resultados mostraram que as variáveis reprodutivas de *C. parqui* são significativamente afetadas pela fragmentação da floresta, com a fragmentação tendo um efeito negativo significativo na carga de pólen no estigma, nos tubos polínicos, no conjunto de sementes, e no sucesso reprodutivo total da população estudada (fig. 2), sendo que quanto menor o fragmento, mais negativamente tais variáveis são afetadas.

Entretanto, plantas individuais produziram uma quantidade similar de grãos de pólen por flor independentemente do tamanho do fragmento no qual cresceram e da densidade de coespecíficos. O mesmo ocorreu com o número de óvulos por flor, em que nenhuma diferença significativa foi encontrada em nenhum fragmento florestal (Aguilar *et al.* 2004).

Tais resultados claramente indicam que a fragmentação florestal tem um efeito negativo no sucesso reprodutivo masculino e feminino de *C. parqui*. O baixo número de grãos de pólen no estigma de *C. parqui* pode refletir uma diminuição do número de visitas de mariposas (especializada nessa planta) se comparado com os fragmentos maiores, o qual resulta numa redução da quantidade de polinização (Aguilar *et al.* 2004). Isso pode ocorrer devido o fato de fragmentos muito pequenos e isolados serem pouco atrativo ou de difícil localização. Outra possível explicação seria que fragmentos menores e isolados apresentam uma abundância maior de polinizadores generalistas, resultando numa menor qualidade da polinização. Junto a isso, *C. parqui* é auto-incompatível, dificultando ainda mais o sucesso reprodutivo que polinizadores generalistas poderiam oferecer.

As flores de *C. parqui* apresentaram um montante similar de pólen removido das anteras em todos os fragmentos, mas diferem na carga de pólen nos estigmas, indicando que uma alta proporção de perda de pólen nos fragmentos pequenos possa ser devido à ineficiência de transferência de pólen mediada por polinizadores generalistas (Aguilar *et al.* 2004).

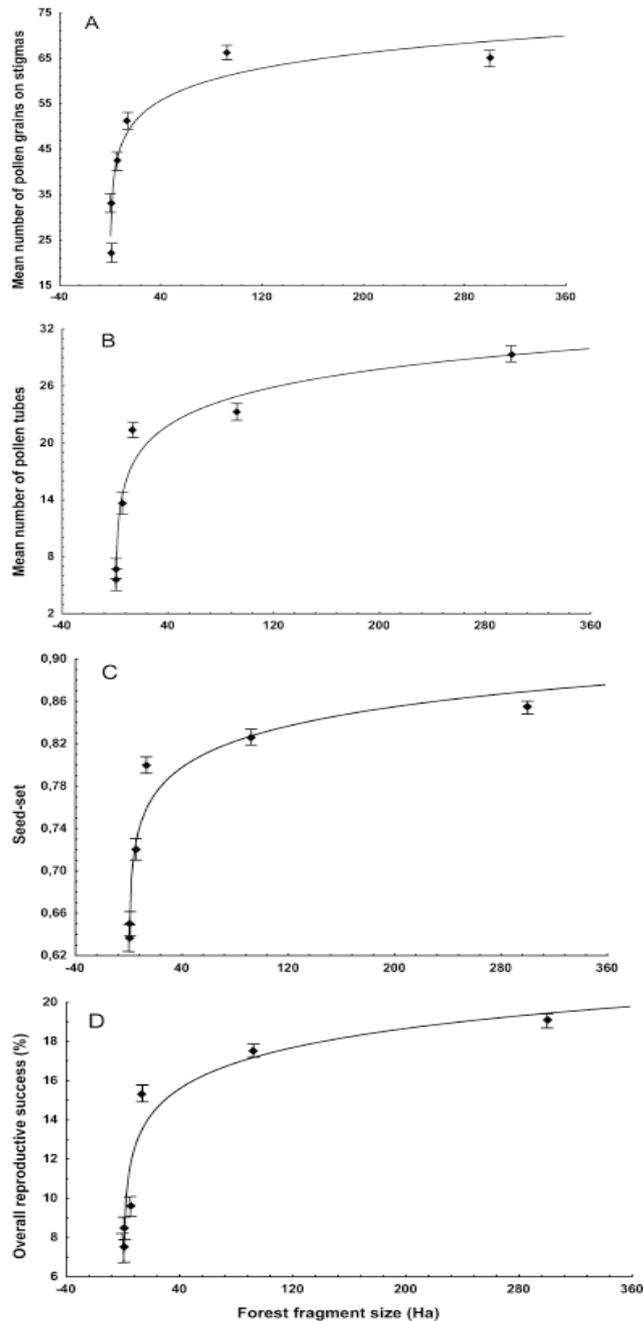


Fig. 2. Relação entre tamanho do fragmento e a média da carga de pólen (A), tubo polínico (B), conjunto de sementes (C), e sucesso reprodutivo total (D). Curva logaritmica significante com $p < 0,05$.

Os baixos valores médios de muitas variáveis reprodutivas encontradas nos menores fragmentos, a observação de uma alta variação planta-planta do sucesso reprodutivo total em fragmentos menores implica que há uma alta incerteza do sucesso reprodutivo nestas populações,

que pode estar ocorrendo devido à redução na eficiência da polinização (Aguilar *et al.* 2004). O autor sugeriu como explicação plausível para a redução na produção de sementes de *C. parqui* a diminuição da qualidade e quantidade de polinização nos fragmentos florestais pequenos.

Outro resultado interessante desse estudo foi a observação de um limite crítico de tamanho do fragmento florestal que pode prejudicar a população, sendo este limite entre 5 e 15 ha. Plantas que crescem em tais fragmentos podem estar expostas a um alto risco de extinção.

Fragmentação de habitat e estrutura demográfica

Bruna & Kress (2002) estudaram o efeito da fragmentação na estrutura demográfica de *Heliconia acuminata*, erva do sub-bosque na Amazônia. Os autores não encontram diferenças significativas na densidade de plantas entre os fragmentos estudados e a floresta contínua.

Em relação à estrutura de tamanho da população, foi observada uma quantidade maior de indivíduos de classes de tamanho menor nos fragmentos em comparação com as áreas de floresta contínua e uma menor quantidade de indivíduos nas classes maiores, se comparado com as áreas de floresta contínua. Indivíduos das duas maiores classes de tamanho (60 -75 cm e > 75 cm de altura), eram aproximadamente 20 % da população em floresta contínua, enquanto tais classes de tamanho representavam 8 % da população em fragmentos florestais (Bruna & Kress 2002).

Isso pode estar ocorrendo devido a uma maior mortalidade dos indivíduos das maiores classes de tamanho nos fragmentos, a um maior vigor no recrutamento nos fragmentos, ou a indivíduos que sobreviveram nos habitats fragmentados e mudaram sua classe de tamanho para classes menores (Bruna & Kress 2002). Entretanto, não foi encontrada uma substancial diferença em mortalidade das plantas e recrutamento, sendo que a diferença pode ser devido à história de isolamento dos fragmentos e ao fogo utilizado para o isolamento das áreas causando a perda de folhas e galhos, padrão observado em outras plantas de vida longa submetidas a condições difíceis, tais como seca ou estresse hídrico (Bruna e Kress 2002).

A proporção de plantas florindo não foi significativamente diferente entre o fragmento florestal e a área de floresta contínua, havendo, no entanto, uma tendência de uma maior floração em floresta contínua. O sucesso reprodutivo medido foi o mesmo entre as áreas estudadas, sugerindo que a reprodução de populações de ervas de florestas tropicais é resistente às conseqüências detriminentais do isolamento de habitats (Bruna & Kress 2002). Diferentes estudos demonstraram uma redução na produção de frutos em áreas fragmentadas como resultado da diminuição da deposição de pólen ou diminuição da taxa de visitação de agentes polinizadores (Cunningham 2000). Bruna & Kress (2002) afirmaram que seus resultados são semelhantes aos encontrados em outros estudos em que a produção de frutos permanece a mesma ou aumenta em fragmentos florestais. Isto pode ocorrer devido ao fato de as aves polinizadoras de *H. acuminata* serem resistentes aos efeitos da fragmentação (Bruna & Kress 2002).

Fragmentação e interação mutualística planta-animal.

A fragmentação florestal pode alterar as relações entre plantas e animais, se a alteração causada pelas conseqüências da fragmentação prejudicar um agente mutualista de uma interação isso pode levar a um risco de extinção da planta no fragmento florestal. Rodríguez-Cabal *et al.* (2007) estudaram a interrupção do mutualismo planta-dispersor causada pela fragmentação numa floresta temperada da América do Sul e observaram influências negativas na população vegetal estudada.

O rompimento de um mutualismo de dispersão pode ter profundas conseqüências para o recrutamento de plântulas, para a demografia vegetal, e para a persistência da população, com um potencial efeito cascata para o resto da comunidade (Rodríguez-Cabal *et al.* 2007). Foi estudada a planta *Tristerix corymbosus* que é dispersa apenas por um marsupial *Dromiciops gliroides* endêmico. A fragmentação afetou negativamente a abundância do marsupial, a remoção de frutas, dispersão de sementes, e recrutamento de plântulas (Rodríguez-Cabal *et al.* 2007). A extinção local de *D. gliroides* está associada com a interrupção da dispersão de sementes da planta estudada. A

população de *T. corymbosus* em floresta fragmentada exibiu uma deficiência de juvenis devido à falta de recrutamento, então, o efeito da fragmentação florestal na interrupção do mutualismo de dispersão teve conseqüências demográficas, as quais podem comprometer a sobrevivência desta população vegetal (Rodríguez-Cabal *et al.* 2007).

Além da ausência do agente dispersor da planta estudada, a germinação da semente e o estabelecimento de *T. corymbosus* são fortemente suscetíveis à dessecação, sendo o aumento da mortalidade devido ao estresse hídrico em fragmentos com maior exposição à luz uma possível explicação para o padrão encontrado (Rodríguez-Cabal *et al.* 2007).

Conclusões

A fragmentação de habitats contínuos causada pelo homem pode levar a profundas mudanças nas populações vegetais. Mudanças na estrutura das populações, alterações no sucesso reprodutivo, interrupção de interações, e mudanças negativas nas taxas de crescimento podem levar a um aumento do risco de extinção de diversas populações que vivem nos fragmentos. As respostas das populações podem variar entre os fragmentos e entre diferentes grupos taxonômicos, demonstrando assim a plasticidade dos organismos, e também a heterogeneidade ambiental dos ambientes estudados. Vale ressaltar a importância da história da fragmentação florestal, pois diferentes causas da fragmentação podem levar a diferentes respostas das populações nos fragmentos.

Bibliografía

- AGUILAR, R. & GALETTO, L. 2004. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia* 138: 513–520.
- BRUNA, E.M., NARDY, O., STRAUSS, S.Y. & HARRISON, S. 2002. Experimental assessment of *Heliconia acuminata* growth in a fragmented Amazonian landscape *Journal of Ecology* 90:639–649.
- BRUNA, E.M. & KRESS, W.J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). *Conservation Biology* 16:1256-1266.
- CUNNINGHAM, S.A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267:1149–1152.
- DEBINSKI, M.D. & HOLT, D. R. 2000. Review: A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- DIDHAM, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in Tropical Forest fragments. *Biotropica* 31:17-30.
- GEHLHAUSEN, S.M., SCHWARTZ, M.W. & AUGSPURGER, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology* 147:21–35.
- HARPER, J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, New York.
- RATHCKE. B. J., & E. S. JULES. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science* 65:273-277.
- RODRÍGUEZ-CABAL, M.A., AIZEN, M.A & NOVARO, A.J. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America *Biological Conservation* 139:195-202.