

Eventos de “blowdown”, perturbações intermediárias e riqueza de plântulas em florestas de terra firme da Amazônia Central

José Domingos Ribeiro Neto

Introdução

Para entender a diversidade de árvores nas regiões tropicais é necessário entender como a diversidade é estruturada em escala local (diversidade alfa) e como se dá a substituição de espécies (diversidade beta) entre duas regiões (Leigh *et al.* 2004). O número de espécies que coexistem em um determinado local é o resultado do balanço entre as taxas de especiação e extinção (Terborgh 1985). Além disso, fatores locais como pressão de herbivoria e/ou parasitismo podem agir de modo diferenciado sobre as espécies de árvores, o que pode permitir a coexistência de um maior número de espécies (Gillett 1962, Chesson 2000). Já a substituição de espécies entre sítios diferentes está mais relacionada à limitação de dispersão, uma vez que a ocorrência de uma espécie em determinado local depende de sua capacidade de dispersão (Dalling *et al.* 2002). Também deve ser considerado que a ocorrência de perturbações e a

heterogeneidade ambiental podem atuar aumentando tanto a diversidade local como a taxa de substituição de espécies entre duas localidades (Connell 1978, Phillips *et al.* 2003).

Considerando a importância das perturbações e da heterogeneidade ambiental para a diversidade local e regional, Connell (1978) propôs a Hipótese do Distúrbio Intermediário, que prevê que uma maior diversidade de espécies é mantida sob níveis intermediários de perturbação. Perturbações com frequência e intensidade moderadas poderiam promover um aumento na heterogeneidade ambiental e permitir, por exemplo, a coexistência de espécies pioneiras (colonizadoras) e espécies tolerantes à sombra (características de florestas maduras), gerando uma alta diversidade de espécies. Estudos que testaram essa previsão produziram resultados conflitantes. Evidências que apoiam a hipótese foram registradas em estudos envolvendo recifes de coral

(Sousa 1979a, b), leitos de riachos (Townsend *et al.* 1997) e florestas tropicais (Molino e Sabatier 2001). Contudo, Hubbel e colaboradores (1999) refutaram a hipótese de Connell, mostrando que a frequência de ocorrência de espécies era igual em clareiras grandes (áreas intensamente perturbadas) e pequenas (áreas submetidas a distúrbios intermediários).

Em florestas tropicais, clareiras naturais podem ser formadas pela queda de grandes árvores por morte natural ou desenraizamento (Williams-Linera 1990). A abertura de clareiras provoca mudanças microclimáticas inclusive nas áreas florestadas que a circundam, e dependendo do tamanho da clareira, tanto a clareira quanto as alterações microclimáticas associadas a ela podem ser considerados como perturbações intermediárias (Denslow 1996).

Eventos de queda de árvores particularmente intensos e em grande escala são conhecidos como “blowdown”. Nesses eventos, a movimentação brusca de grandes massas de ar (explosões) atingem a superfície do terreno provocando a queda de um grande número de árvores (caso o evento ocorra em superfícies florestadas),

levando à formação de grandes clareiras. Logo após, tem início um processo de regeneração natural da floresta pela colonização por espécies pioneiras. Além disso, a formação da clareira promove alterações microclimáticas nas áreas florestais próximas da clareira que podem favorecer o estabelecimento de espécies pioneiras também no sub-bosque destas áreas.

Nas florestas tropicais com alta diversidade como na Amazônia, o mecanismo de abertura de clareiras pode fornecer explicações sobre a manutenção do alto número de espécies. Assim, as áreas submetidas a eventos de “blowdown” são uma boa oportunidade para investigar os efeitos que a heterogeneidade ambiental pode ter sobre a riqueza de plantas em ambientes florestais.

Neste estudo, meu objetivo foi responder à seguinte pergunta: em florestas tropicais, áreas submetidas a perturbações intermediárias têm maior riqueza de plântulas que áreas em início de sucessão ecológica e do que áreas de floresta madura? Minha hipótese foi que áreas em estádios iniciais da sucessão (clareira do “blowdown”) e áreas do sub-bosque de floresta madura têm menor

riqueza de plantas que áreas submetidas a perturbações intermediárias (áreas adjacentes à clareira).

Métodos

Desenvolvi este trabalho na Reserva Florestal do km 41, uma área de floresta de terra firme na Amazônia Central localizada a 80 km ao norte de Manaus. O relevo da região é caracterizado por elevações modestas, definindo compartimentos geomorfológicos distintos (baixios, platôs e vertentes) que possuem flora diferenciada (Oliveira 1997). Defini três categorias de perturbação: 1 – áreas em regeneração 2 anos após a criação da clareira pelo “blowdown”; 2 – áreas submetidas a perturbações intermediárias adjacentes à clareira (Áreas Adjacentes à Clareira – ACC); e 3 – áreas de floresta madura, situadas a no mínimo 200 m de distância do limite da clareira. Amostrei apenas em áreas de platô para evitar a influência das diferentes características dos compartimentos geomorfológicos (platô, vertente e baixio) na diversidade de plântulas.

Defini 10 parcelas de 1 m² (1 m x 1 m) em cada categoria de perturbação,

perfazendo um total de 30 m² amostrados. Em cada parcela, coletei todas as plântulas de espécies vasculares lenhosas, incluindo lianas e palmeiras, que tivessem até 1 m de altura e que não fossem oriundas de qualquer forma de propagação vegetativa. Agrupei os indivíduos coletados em morfotipos com auxílio de um parataxônomo e utilizando a literatura (Ribeiro *et al.* 1999, Camargo *et al.* 2008). Para testar a hipótese de que o número de morfotipos de plântulas é maior nas áreas sujeitas a distúrbios intermediários, utilizei uma ANOVA um fator seguida de comparações planejadas entre cada par de categorias de perturbação. No modelo, a variável explicativa foi o ambiente (clareira, borda e floresta madura) e a variável resposta foi o número de morfotipos de plântulas.

Resultados

Amostrei no total de 473 indivíduos pertencentes a 195 morfotipos, sendo que 49 morfotipos foram registrados na clareira, 94 nas áreas adjacentes à clareira e 136 morfotipos na floresta madura. Um total de 50 morfotipos (22%) ocorreram exclusivamente nas áreas adjacentes à

clareira, 111 (50%) exclusivamente na floresta madura e 17 (7%) exclusivamente nas clareiras. Fabaceae (23 morfotipos, 49 indivíduos), Sapotaceae (20 morfotipos e 35 indivíduos), Rubiaceae (17 espécies e 27 indivíduos) e Burseraceae (15 espécies e 90 indivíduos) foram as famílias mais abundantes e com maior número de morfotipos coletados.

A hipótese de que as áreas submetidas a perturbações intermediárias teriam maior riqueza de espécies do que áreas de floresta madura

e do que áreas em estádios iniciais de sucessão ecológica foi refutada, embora a riqueza de morfotipos nos três ambientes tenha sido diferente ($F=5,477$; $g.l.=2$; $p=0,01$). As áreas de borda tiveram riqueza de morfotipos de plântulas similar às áreas de floresta madura (resultado da comparação planejada $F=1,347$; $p=0,255$), mas foram aproximadamente duas vezes mais ricas em morfotipos do que a clareira (resultado da comparação planejada $F=4,426$; $g.l.=1$; $p=0,044$; Figura 1).

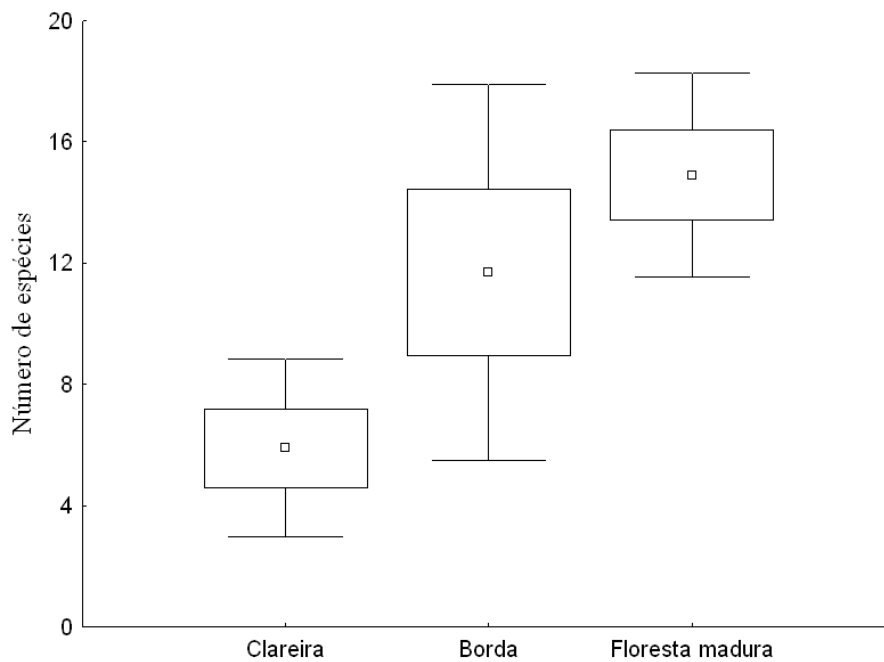


Figura 1: Número de morfotipos de plântulas amostradas em áreas submetidas ao evento de “blowdown” (clareira), nas áreas adjacentes ao “blowdown” (AAC) e nas áreas de floresta madura em uma floresta de terra firme da Amazônia Central. O ponto representa o número médio de morfotipos, a caixa representa o erro padrão e as barras verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

Discussão

A riqueza de morfotipos de plântulas nas áreas de borda não foi maior que nas áreas de floresta madura, embora as áreas de borda e as áreas de floresta madura sejam mais ricas em morfotipos do que a clareira. A menor riqueza de plântulas encontrada na clareira indica que está ocorrendo um processo de recolonização, em que apenas as espécies que toleram condições de alta insolação e elevada temperatura conseguem se estabelecer. Azambuja (2008) encontrou uma maior convergência morfológica na clareira do “blowdown” em comparação com áreas do sub-bosque. Isso sugere que, de fato, as condições microclimáticas predominantes na clareira agem como filtro ecológico, permitindo o estabelecimento de um número reduzido de espécies capazes de suportar condições ambientais extremas.

As áreas adjacentes à clareira do “blowdown” apresentaram maior variação na riqueza de plântulas tanto quando comparadas às áreas de floresta madura como quando comparadas às áreas na clareira. Isso sugere que as alterações microclimáticas decorrentes da abertura da clareira não ocorrem com

a mesma intensidade em todas as áreas amostradas em torno da clareira. Nas áreas sujeitas a alterações microclimáticas mais intensas, a vegetação seria mais similar à da clareira, apresentando baixa riqueza de espécies; nas áreas onde as alterações microclimáticas são pouco pronunciadas, a vegetação permaneceria similar à vegetação do sub-bosque da floresta madura, exibindo uma riqueza de espécies maior.

Outra possibilidade é que as mudanças na assembléia de plântulas estejam relacionadas mais fortemente a uma questão temporal (Benitez-Malvido e Martinez-Ramos 2003). Pode ser que o tempo decorrido desde o evento de abertura da clareira (dois anos) não tenha sido suficiente para promover a dispersão de espécies pioneiras nas áreas adjacentes à clareira, e portanto não haveria um incremento na riqueza de espécies nessas áreas. Outra possibilidade é que, ainda que espécies pioneiras tenham colonizado áreas adjacentes à clareira, as condições microclimáticas alteradas nessas áreas tenham ocasionado a mortalidade de algumas espécies típicas do sub-bosque pouco tolerantes à luz.

Outros fatores ligados aos efeitos microclimáticos decorrentes da formação das clareiras que forneçam explicações mais robustas sobre o padrão de recrutamento de plantas nas áreas adjacentes devem ser estudados. Especificamente, sugiro que estudos investiguem se a orientação geográfica da borda gerada pela clareira influencia a riqueza de plântulas, pois diferenças na luminosidade recebida pela borda exposta em diferentes orientações geográficas podem provocar mudanças na assembléia de plântulas.

Agradecimentos

Muito obrigado, amigos, pela convivência. Aos organizadores e professores, agradeço a oportunidade e o compartilhamento de saberes. À *assistência*, como diz o Júnior, agradeço os valiosos ensinamentos e o suporte. Fica o desejo real de rever a todos... e tenho certeza que nos encontraremos muito brevemente.

Referências

Azambuja, B.O. 2008. Convergência morfológica em plântulas é maior em clareiras do que em sub-bosque. *In*: Livro de curso de

campo "Ecologia da Floresta Amazônica" (J.L.C. Camargo & G. Machado, eds.). INPA/PDBFF, Manaus.

Benitez-Malvido, J. & M. Martinez-Ramos. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica*, 35:530-541.

Camargo, J.L.C., I.D.K. Ferraz, M.R. Mesquita, B.A. Santos & H.D. Brum. 2008. Guia de propágulos e plântulas da Amazônia. INPA, Manaus.

Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:343-366.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310.

Dalling, J.W., H.C. Muller-Landau, S.J. Wright & S.P. Hubbell. 2002. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *Journal of Ecology*, 90:714-727.

Denslow, J.S. 1996. Gap dynamics and succession in neotropical rain forests: models for

- management? *In: Neotropical biodiversity and conservation* (A.C. Gibson, ed.). Milderred E. Mathias Botanical Garden, Los Angeles.
- Gillett, J.B. 1962. Pest pressure, an underestimate factor in evolution. *Systematic Associated Publications*, 4:37-46.
- Hubbell, S.P., R.B. Foster, S.T. O'Brien, K.E. Harms, R. Condit, B. Wechsler, S.J. Wright & S.L. Lao. 1999. Light gap-disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283:554-557.
- Leigh, E.G., P. Davidar, C.W. Dick, J.P. Puyravaud, J. Terborgh, H. ter Steege & S.J. Wright. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? *Biotropica*, 36:447-473.
- Molino, J.F. & D. Sabatier. 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science*, 294:1702-1704.
- Oliveira, A.A. 1997. Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Phillips, O.L., P. Nuñez, V.A.L. Monteagudo, A.P. Cruz, M.E.C. Zans, W.G. Sánchez, M. Yli-Halla & S. Rose. 2003. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape approach. *Journal of Ecology*, 91:757-775.
- Ribeiro, J.E., M.J.G. Hopkins, A. Vincentini, C. Sothers, M.A.S. Costa, J.M. Brito, M.A.D. Souza, L.H.P. Martins, L.G. Lohmann, P.A.C.L. Assunção, E. Pereira, C.F. Silva, M.R. Mesquita & L.C. Procopio. 1999. Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. INPA, Manaus.
- Sousa, M.E. 1979a. Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. *Ecology*, 60:1225-1239.
- Sousa, M.E. 1979b. Experimental investigation of disturbance and

- ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 49:227-254.
- Terborgh, J. 1985. The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forests. *American Naturalist*, 126:760-776.
- Townsend, C.R., M.R. Scarsbrook & S. Dolédec. 1997. The intermediate disturbance hypothesis: refugia and bio-diversity in streams. *Limnology and Oceanography*, 42:938-949.
- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *The Journal of Ecology*, 78:356-373.