



# REMOÇÃO E EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS EM UM REFLORESTAMENTO NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL.

A.C.R. Batista<sup>1</sup>

R. T. S. Cury<sup>1</sup>; C. Y. Shimamoto<sup>1</sup>; A. L. Cavalheiro<sup>1</sup>; J. M. D. Torezan<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> - Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Biologia Animal e Vegetal Rodovia Celso Garcia Cid - PR 445 Km 380 - Campus Universitário Cx. Postal 6001 - CEP 86051 - 990 - Londrina - PR Tel: (43) 3371 - 4509  
Autor Correspondente: torezan@uel.br

## INTRODUÇÃO

A implantação da comunidade arbórea, nos primeiros anos de plantio, pode facilitar a sucessão florestal em áreas degradadas, através de modificações no microclima, nas condições de solo e aumento na complexidade estrutural (23), favorecendo a germinação, o estabelecimento de plântulas e o crescimento das mudas (14).

No entanto, muitas são as barreiras que impedem a regeneração natural da vegetação nativa em comunidades em sucessão, como: a ausência ou baixa disponibilidade de propágulos (1, 5), predação de sementes (16), dificuldades na germinação, falhas no recrutamento de plântulas e jovens (1), herbivoria de plântulas (11, 21), ataque de patógenos (3), microclima desfavorável, com excesso de luz (7, 12), elevada temperatura do ar, aquecimento e ressecamento do solo, pouca umidade relativa do ar (21), deficiência de nutrientes, serapilheira e matéria orgânica no solo (15), compactação, fogo, competição com gramíneas (1, 15) ausência de simbiontes (micorrizas e rizobactérias) (31), dispersores e polinizadores.

O período de tempo que as sementes permanecem no solo é determinado pelas propriedades fisiológicas da semente, pelas condições ambientais onde habitam e pela presença de agentes predadores e patógenos presentes no ambiente (13). Adicionalmente, a quantidade de serapilheira pode influenciar a vulnerabilidade das sementes à predação, uma camada de serapilheira espessa pode aumentar a germinação e a sobrevivência das sementes por diminuir a variação de fatores como a umidade e temperatura do solo e por reduzir a possibilidade das sementes serem encontradas pelos predadores (8).

Embora a remoção de sementes, quando investigado o seu destino após a dispersão, possa ser considerada eventualmente dispersão secundária (27), além de que nem toda predação é necessariamente letal para o indivíduo (26), a predação de sementes é um processo de interação interest específica importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (16, 2) e pode ser responsável

por grande parte da mortalidade de sementes em algumas espécies (29, 17), afetando, por fim, as taxas de germinação e o estabelecimento das plântulas (20, 29, 24, 19, 17).

Vários trabalhos demonstram que taxas de predação de sementes podem ser modificadas quando florestas são alteradas ou convertidas em pastagens ou lavouras (1, 21, 28, 4). Adicionalmente, alguns predadores potenciais de sementes que são característicos de áreas desmatadas podem invadir bordas florestais e plantações florestais (22). Ademais, a predação por invertebrados, principalmente formigas nos ambientes tropicais, pode ser responsável pela redução de sementes disponíveis para regeneração (21, 6).

Neste contexto, a predação de sementes pode atuar como uma barreira ecológica, limitando e/ou impedindo à germinação, e consequentemente à regeneração natural em reflorestamentos. Logo, se torna de grande importância o monitoramento das comunidades que se formam em áreas restauradas, para que se faça uso desse conhecimento no refinamento de estratégias em conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (14).

Foram implantados experimentos introduzindo sementes de espécies nativas em reflorestamentos, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. A hipótese deste trabalho seria que a predação, inferida por meio da remoção de sementes, seria maior no reflorestamento atuando como uma barreira a germinação e, consequentemente, à regeneração.

## OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi investigar os padrões de remoção de sementes de seis espécies arbóreas nativas da região e a emergência das plântulas em uma área em restauração.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado na região norte do estado do Paraná, Sul do Brasil, na bacia do Rio Paranapanema, no município de Rancho Alegre, às margens do Reservatório de Capivara (22° 47' 45" S e 51° 00' 12" W).

O experimento foi realizado em uma área de reflorestamento com seis anos e meio na ocasião do estudo (agosto de 2008) e área de 11,8 ha, adjacente a um fragmento florestal (com área 107,8 ha). O fragmento florestal é um remanescente de floresta estacional semidecidual circundado por matriz predominantemente agrícola. Em parte da área do fragmento ocorreu extração seletiva de madeira, observando - se aumento da frequência de clareiras e predomínio de cipós.

O solo é do tipo Latossolo Roxo Eutrófico, com alta fertilidade e predominantemente utilizado na produção de grãos (25). O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa subtropical úmido, com verões quentes e úmidos, geadas poucos frequentes e tendência à concentração de chuvas nos meses de verão, entretanto sem que haja estação de seca definida. A temperatura média no mês mais quente é de aproximadamente 23,8°C e no mês mais frio 16,8°C com precipitação em torno de 201,4 mm em janeiro e 56,5 mm em julho (18).

O reflorestamento foi implantado com alta densidade de mudas pioneiras e secundárias iniciais a fim de proporcionar rápido sombreamento e controle de gramíneas invasoras.

### Coleta de dados

No experimento foram utilizadas sementes de seis espécies arbóreas e nativas da região *Copaifera langsdorffii* Desf., *Cytharexylum myrianthum* Cham., *Eugenia florida* DC., *Ocotea silvestris* Vattimo, *Poecilanthe parviflora* Benth. e *Strychnos brasiliensis* (Spreng.) Mart., sendo 500 sementes de cada espécie, distribuídas em parcelas de 50 sementes, cinco locais no reflorestamento e cinco locais no fragmento florestal adjacente. As parcelas possuíam 50 x 50 cm, eram delimitadas por estacas de bambu e situadas à distância mínima da borda de 150 m no fragmento. As sementes eram depositadas no local demarcado em meio à serapilheira simulando deposição sobre o solo.

A remoção de sementes foi acompanhada durante os dois primeiros meses com visitas quinzenais. As parcelas eram vasculhadas retirando - se as sementes e a serapilheira com auxílio de uma bandeja plástica, as sementes intactas eram contadas e todo o material (serapilheira e sementes) era devolvido ao solo da parcela. A emergência das plântulas foi acompanhada durante nove meses com visitas quinzenais, todas as plântulas eram marcadas com estaca de bambu. Considerou - se removida a semente não encontrada na parcela e emergência da semente que apresentava protrusão da radícula.

### Análise de dados

As porcentagens de remoção de sementes e emergência nas áreas de fragmento florestal e reflorestamento foram comparadas utilizando análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) caso a distribuição dos dados fosse homogênea e normal. A homogeneidade dos dados foi verificada com o teste de Levene ( $\alpha = 0,05$ ) e a normalidade pelo teste Kolmogorov - Smirnov. Para os dados que não apresentaram homogeneidade e normalidade, foram feitos testes

não - paramétricos de Kruskal - Wallis e de Kolmogorov - Smirnov ( $\alpha = 0,05$ ).

## RESULTADOS

A remoção de sementes das seis espécies estudadas foi maior no fragmento florestal (55,86%) do que no reflorestamento (15,96%) (ANOVA,  $p < 0,001$ ). Alguns autores mostram que altos níveis de remoção de sementes em locais com vegetação densa são comuns (29, 24, 4, 17), já que servem de abrigo para pequenos roedores (10, 22, 9). Em áreas mais abertas, como no reflorestamento, sugere - se uma menor atividade de pequenos mamíferos, de espécies florestais, principalmente durante o dia, como ocorre nas proximidades de borda e florestas secundárias (10, 22, 9).

Neste estudo, a intensa remoção de sementes, observada no fragmento florestal, pode ser resultado da presença de diferentes tipos de predadores e/ou dispersores secundários, da ação de fungos e outros patógenos. (29), em estudos na Costa Rica, apontou remoção intensa de *Ocotea endresiana* em um fragmento florestal, chegando a quase 100% nos primeiros 20 dias de observação, sendo que 50% quase que exclusivamente por pequenos roedores e sem evidências de dispersão secundária. Segundo (21), dentre os predadores de sementes, os roedores são considerados os que causam maior impacto na comunidade vegetal nos mais diversos biomas. Entretanto, (16) e (27) sugerem que é necessário investigar o destino final das sementes, já que muitos animais, como roedores, removem e estocam para consumir posteriormente e não retornam ao local ou não consomem a semente completamente, atuando como dispersores secundários.

Assim como nem toda remoção é necessariamente predação, nem todo dano causado por predadores é necessariamente letal para a semente, ocorrendo eventualmente sem ocasionar dano ao embrião. Estudos simularam a predação de sementes, com 1%, 5% e 10% de remoção de massa, e constataram que danos parciais são frequentemente não letais para algumas espécies sendo que das onze espécies estudadas de nove chegaram a germinar (27).

No reflorestamento não houve diferenças na remoção de sementes entre as espécies. Já no fragmento florestal as sementes que menos persistiram no tempo foram das espécies *Ocotea silvestris*, com 96%, *Poecilanthe parviflora*, com 82%, *Copaifera langsdorffii*, com 67 % e *Eugenia florida*, com 69% de remoção (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

Neste experimento há ressalvas a fazer em relação ao padrão agregado de distribuição, que pode ter mascarado a predação dependente da densidade. Um desenho amostral onde as parcelas com sementes fossem dispostas ao longo de um gradiente crescente de distância e/ou com sementes distribuídas individualmente poderia, eventualmente, resultar em taxas menores de remoção. Estudos com padrões de deposição e sobrevivência de sementes em Floresta Atlântica Ombrófila Densa, obteve maior remoção por roedores das sementes agrupadas (51%) contra 36% nas isoladas (24).

Apesar da maior taxa de remoção total no fragmento florestal, apenas as sementes da espécie *Ocotea silvestris* apresentaram diferenças significativas entre as áreas de fragmento florestal e reflorestamento (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

No entanto, as sementes desta espécie restantes no reflorestamento aparentavam estar inviáveis, apresentando - se desidratadas. (30) ao comparar a germinação de oito espécies não - pioneiras em laboratório sob diferentes graus de desidratação, observaram que 100% das sementes de quatro espécies haviam perdido a capacidade de germinar após 48 horas de desidratação contínua a 30 °C. Estes resultados podem ajudar a explicar a baixa germinação de sementes no reflorestamento, pressupondo - se a desidratação das sementes, devido às altas temperaturas e baixa umidade do ar.

Ao analisar o conjunto dos dados, a emergência de plântulas não apresentou diferenças entre o fragmento florestal (15%) e o reflorestamento (7,5%) (Kruskal - Wallis,  $p < 0,05$ ). No entanto, no fragmento florestal, as taxas de emergências de plântulas de *Strychnos brasiliensis* (66%) e *Copaifera langsdorffi* (22,5%) foram maiores quando comparadas com as outras espécies (Kruskal - Wallis,  $p < 0,05$ ). Mesmo com elevada remoção de sementes as espécies *Strychnos brasiliensis* e *Copaifera langsdorffi* germinaram. Estudos em floresta tropical, Nova Guiné, observou diferentes respostas para predação e germinação de sementes nas cinco espécies avaliadas, sendo que em duas delas *Microcos grandiflora* e *Cerbera floribunda* os altos níveis de predação por mamíferos resultaram no insucesso na germinação (17).

Pelos testes de regressão linear simples e correlação de Pearson ( $p < 0,05$ ) observou - se nas parcelas, no fragmento florestal, menor germinabilidade devido à intensa remoção de sementes ( $N= 30$ ,  $B= - 0,59$ ,  $r^2= 0,34$ ,  $p < 0,001$ ). No entanto, não houve relação entre as taxas de emergência e a remoção de sementes no reflorestamento.

Sugere - se que no fragmento florestal houve menor emergência devido a intensa remoção de sementes, já no reflorestamento não houve correlação entre estas variáveis. Isso nos leva a suspeitar que as baixas taxas de emergência observadas no reflorestamento podem ser atribuídas a outros fatores, como o microclima. Microclimas específicos permitem o desenvolvimento e a sobrevivência de espécies adaptadas a esses ambientes, uma justificativa para a ausência de indivíduos característicos do fragmento florestal no reflorestamento estudado (7).

## CONCLUSÃO

A germinação de sementes, inferida por meio da avaliação da emergência de plântulas, pode ser uma barreira ao recrutamento e à regeneração em reflorestamentos de poucos anos, uma vez que limitações associadas com a predação de sementes no reflorestamento foram descartadas.

À equipe do LABRE, pela ajuda em campo, especialmente ao Odair C. Pavão e a Fazenda Congonhas, por permitir o acesso à área de trabalho.

## REFERÊNCIAS

1. Aide, T. M., J. Cavelier. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4): 219 - 229.

2. Almeida - Cortez, J. S. 2004. Dispersão e banco de sementes. Páginas 225 - 235 em A. G. Ferreira e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
3. Augspurger, C. K., C. K. Kelly. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedling: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia* 61:211 - 217.
4. Baldissera, R., G. Ganade. 2005. Predação de sementes ao longo de uma borda de floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta Botânica Brasilica*. 19(1):161 - 165.
5. Barbosa, K. C., M. A. Pizo. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, 14(4): 504 - 515.
6. Bartimachi, A., Neves, J., Pedroni, F. 2008. Predação pós - dispersão de sementes de angico *Anadenanthera falcata* (Benth.) Speg. (Leguminosae - Mimosoideae) em mata de galeria em Barra do Garça, MT. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(2): 215 - 225.
7. Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of tropical ecology* 9:153 - 168.
8. Cintra, R. 1997a Leaf litter effects on seed and seedling predation on the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian Forest. *Journal of Tropical Ecology* 13:709 - 725.
9. Chiarello, A. G., Srbek - Araujo, A. C., Del Duque Jr., H. J., Coelho, E. R. 2008. Ground nest predation might not be higher along edges of Neotropical forest remnants surrounded by pastures: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biodivers Conserv* 17:3209-3221.
10. Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south - eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71 - 82.
11. Fenner, M. 1987. Seedlings. *The New Phytologist*. 106:35 - 47.
12. Gandolfi, S. 2003. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis conseqüências. Páginas: 305 - 311 em V. Claudino - Sales, editor. *Ecosistemas brasileiros: Manejo e conservação*. Expressão gráfica editora, Fortaleza.
13. Garwood, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: A Review. Páginas: 149 - 209 em M. A. Leck,; T. V. Parker e R. L. Simpson, editores. *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, New York.
14. Guariguata, M.R., R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and management*. 148:185 - 206.
15. Hooper, E., L. Pierre, C. Richard. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165 - 1174.
16. Janzen, D. H. 1971. Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2:465 - 492.
17. Jones, E. R.; L. M. Curran, D. D. Wright, A. L. Mack. 2008. Differential effects of mammalian seed predators on the regeneration of five Papua New Guinean tree species and implications for sapling recruitment. *Journal of Tropical Ecology* 24:259-267.

18. Maack R. 1968. Contribuição à história das explorações geográficas e geológicas do estado do Paraná. Página 450 em R. Maack., editor. Geografia Física do Paraná. BADEP, UFPR, Curitiba.
19. Melo, F. P. L., A. V. A. Neto, E. A. Simabukuro, M. Tabarelli. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. Páginas 237 - 250 em A. G. Ferreira e F. Borghetti. Germinação: do básico ao aplicado. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
20. Molofsky, J., B. L. Fisher. 1993. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade - tolerant tropical trees. *Ecology* 74(1):261 - 265.
21. Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, J. M. C. Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *OIKOS*, 76:25 - 39.
22. Olifiers, N., Gentile, R., Fiszon, J. T. 2005. Relation between small - mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal Biology*, 65(3): 495 - 501.
23. Parrotta, J.A., J. W. Turnbull, N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99:1 - 7.
24. Pizo, M. A. 2003 Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Botânica* 26(3): 371 - 377.
25. Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas: 39 - 44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
26. Vallejo - Marín, M., C. A. Domínguez, R. Dirzo. 2006. Simulated seed predation reveals a variety of germination responses of neotropical rain forest species. *American Journal of Botany* 93(3):369 - 376.
27. Vander - Wall, S., K. M. Kuhn, M. J. Back. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology* 86(3):801 - 806.
28. Wijdeven, S. M. J., Kuzze, M. E. 2000. Seed Availability as a limiting factor in Forest Recovery process in Costa Rica. *Restoration Ecology*, vol.8, n.4, pp.414 - 424, dec.
29. Wenny, D. G. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of neotropical montane tree. *Ecological Monographs*. 70(2):331 - 351.
30. Yu, Y., J. M. Baskin, C. C. Baskin, Y. Tang, M. Cao. 2008. Ecology of seed germination of eight non - pioneer tree species from a tropical seasonal rain forest in southwest China. *Plant Ecology* 197:1 - 16.
31. Zangaro, W., S. M. A. Nisizaki, J. C. B. Domingos, E. M. Nakano. 2003. Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:315-324.