

= 0,78,  $p < 0,00001$ ). Apesar dos resultados próximos ao nível de significância de  $p = 0,05$ , quando analisamos a distribuição dos pontos no espaço gráfico (ver Benite Ribeiro, 2002) não detectamos padrão algum de aumento ou redução da área de ocupação das espécies com o aumento ou a redução da latitude e não podemos aceitar a validade da regra de Rapoport para as formigas cortadeiras analisadas.

Na busca de mecanismos subjacentes ao padrão, Stevens (1989) sugeriu que a correlação negativa entre riqueza de espécies e área de ocupação (quanto maior a riqueza de espécies menor a área de ocupação) explica a regra, pois quanto mais próximo ao equador, maior é a riqueza de espécies e menor a área de ocupação dos organismos. Se de fato há relação entre riqueza de espécies e área de ocupação, provavelmente a regra de Rapoport não tenha sido evidenciada porque a maior riqueza de espécies é subtropical, concentrando-se em latitudes distantes do equador entre 15-30°S (Benite-Ribeiro, 2002), assim, é nesse intervalo latitudinal que deveriam estar as menores áreas e a regra seria evidente somente a partir dessas latitudes. Porém, de forma geral (nessas ou outras latitudes) há tanto espécies com grandes quanto espécies com pequenas áreas de ocupação.

É sugerido também que a regra de Rapoport seja válida somente para a América do Norte, pois há aumento da área do continente com o aumento da latitude (Rapoport, 1982). Dessa forma, essa regra teria sua generalidade comprometida e não poderia ser considerada uma regra universal. Como no presente estudo a regra não foi evidenciada nem ao sul nem ao norte do equador, não há como avaliar essa hipótese.

#### 4. Conclusões

A Regra de Rapoport não foi validada para formigas cortadeiras neotropicais. Além disso, nenhum mecanismo pode ser sugerido para explicar a ausência do padrão, haja visto que o delineamento experimental só permitiu testar conclusivamente a validade da regra.

Ruggiero (1999) discute sobre vários estudos nos quais a regra foi ou não corroborada. Um dos problemas apontados por Ruggiero para a divergência de resultados é a metodologia empregada para o teste da regra. Em análises feitas com gêneros de aranhas de teia neotropicais, o padrão foi evidenciado tanto em latitudes ao sul quanto ao norte do equador (Benite-Ribeiro, 2002). Como a avaliação da regra tanto para as aranhas de teia quanto para as formigas cortadeiras seguiu os mesmos procedimentos metodológicos, sugerimos que pôde se excluir a questão experimental e aceitar que, de fato, não há padrão latitudinal de ocupação geográfica para as formigas.

#### 5. Referências Bibliográficas

Benite Ribeiro, S.A. 2002. *Macroecologia de formigas cortadeiras (Hymenoptera: Formicidae) e aranhas de teia (Araneae: Araneidae)*. 85 f. Tese (Doutorado) - UNESP, Botucatu.

Borgmeier, T. 1959. Revision der Gattung *Atta* Fabricius (Hymenoptera, Formicidae). *Stud. Entomol.*, Rio de Janeiro, v. 2, p. 321-89.

Brown, J.H. 1971. Mechanisms of competitive exclusion between two species of chipmunks *Eutamias*. *Ecology*, Washington, v. 52, p. 306-11.

Brown, J.H. 1995. *Macroecology*, Chicago: The University of Chicago Press, 269p.

Brown, J.H.; Maurer, B.A. 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, Washington, v. 243, p. 1145-50.

Connell, J.H. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution in the barnacle, *Balanus balanoides*. *Ecology*, Washington, v. 42, p. 410-23.

Fowler, H.G. 1988. Taxa of the neotropical grass-cutting ants, *Acromyrmex* (Moellerius) (Hymenoptera: Formicidae: Attini). *Ciêntifica*, São Paulo, v. 16, p. 281-95.

Fowler, H.G.; Schlitter, F.M.; Schindwein, M.N. 1995. Attine a computerized database of leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) literature. *J. Appl. Entomol.*, Berlin, v.119, p. 255.

Gaston, K.J. 1996. Species-range size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Tree*, v. 11, p. 197-201.

Gonçalves, C.R. 1961. O gênero *Acromyrmex* no Brasil (Hymenoptera: Formicidae). *Stud. Entomol.*, Rio de Janeiro, v.4, p. 113-80.

Gonçalves, C. R. 1964. As formigas cortadeiras. *Bol. Campo*, v. 181, p. 7-23.

Lyons, S.K.; Willing, M.R. 1997. Latitudinal patterns of range size: methodological concerns and empirical evaluation for New World bats and marsupials. *Oikos*, Copenhagen, v. 79, p. 568-80.

Nobel, P.S. 1980. Morphology, surface temperatures, and northern limits of columnar cacti in the Sonoran Desert. *Ecology*, Washington, v. 61, p. 1-7.

Pagel, M.D.; May, R.M; Collie, A.R. 1991. Ecological aspects of the geographical distribution and diversity of mammalian species. *Am. Nat.*, Chicago, v. 137, p. 791-815.

Paine, R.T. 1974. Intertidal community structure: experimental studies on the relationships between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia*, Berlin, v. 15, p. 93-120.

Rapoport, E.H. 1982. *Areography: Geographical strategies of species*. Oxford: Pergamon, 269pp.

Repasky, R.R. 1991. Temperature and the Northern distribution of wintering birds. *Ecology*, Washington, v. 72, p. 2274-85.

Ruggiero, A. 1999. Searching for patterns in macroecology: Rapoport's rule. *Ecol. Austr.*, Buenos Aires, v. 9, p. 45-63.

Stevens, G.C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *Am. Nat.*, Chicago, v. 133, p. 240-56.

Taylor, C.M.; Gonielli, N.J. 1994. The macroecology of *Cyprinella*: correlates of phylogeny, body size and geographic range. *Am. Nat.*, Chicago, v. 144, p. 549-69.

## Efeitos de uma Tempestade Tropical sobre a Disponibilidade de Frutos Zoocóricos e seus Consumidores em um Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Paraná, Brasil

Sandra Bos Mikich

Laboratório de Ecologia, Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira km 111, C.P. 319, 83411-000 Colombo - PR, Brasil  
(sbmikich@cnpf.embrapa.br)

### 1. Introdução

Períodos de escassez de alimento podem ser regulares (sazonais) ou irregulares em função de alterações climáticas de diversos tipos e intensidades. Apesar destas alterações provocarem efeitos profundos na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, suas consequências são pouco entendidas (Willig & Camilo 1991).

Numerosos estudos tem analisado o impacto de furacões e tempestades nas populações de aves e morcegos, revelando que um dos grupos mais afetados são os frugívoros e nectarívoros. Segundo Pascarella (1998), os efeitos ecológicos de furacões sobre as interações planta-animal, fundamentais para a regeneração florestal através dos processos de polinização e dispersão de sementes, tem recebido pouca atenção. Os efeitos gerais dos furacões na vegetação, porém, foram amplamente relatados (vide revisão apresentada por Tanner *et al.*, 1991).

O objetivo deste estudo é analisar os efeitos de uma tempestade de tropical com granizo sobre a disponibilidade de frutos zoocóricos de um remanescente florestal do sul do Brasil e avaliar suas consequências sobre a comunidade de frugívoros.

## 2. Métodos

### 2.1. Área de Estudo

O Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) está localizado no município de Fênix, Paraná, Brasil, entre 23°54' S e 51°56' W. Possui 354 ha, cercados por terras cultivadas e os rios Ivaf e Corumbataí. O clima é do tipo Cfa ou sub-tropical úmido mesotérmico, com precipitação anual média de 1.500 mm, com pico entre dezembro e fevereiro (ITCF, 1987). A vegetação é do tipo Floresta Estacional Semidecidual, formação florestal que ocorria em praticamente todo o trecho médio e inferior da bacia do rio Ivaf. Atualmente, esta distribuição está bastante descaracterizada pelas atividades antrópicas, mais especificamente pela agricultura intensiva e pecuária. A relação de espécies vegetais encontradas no PEVR e dados fenológicos podem ser encontrados em Mikich & Silva (2001).

### 2.2. Tempestade

O dia 20 de outubro de 1995 amanheceu encoberto por nuvens escuras e com descargas elétricas contínuas. Pouco depois seguiu-se uma tempestade com chuva, granizo, trovoadas, raios e muito vento. A estação meteorológica da SUREHMA em São Pedro do Ivaf, município vizinho a Fênix, registrou um índice de precipitação de 114 mm, o maior do ano de 1995. Em alguns pontos do Parque o vento foi devastador, formando uma espécie de ciclone, que derrubou árvores de até 30 metros de altura e trepadeiras, destruindo também o subosque. A queda de granizo durou aproximadamente 20 minutos, mas foi tão intensa que desfolhou a maioria das plantas arbóreas e arbustivas.

### 2.3. Dados fenológicos

O PEVR possui 190 espécies de plantas com frutos zoocóricos, cuja presença de flores e frutos e o estágio de maturação destes foram acompanhados mensalmente ao longo de oito anos (1990-1997) (Mikich & Silva, 2001). A dieta da comunidade de frugívoros (aves e mamíferos) foi estudada no mesmo período pela análise de amostras fecais e registros visuais de consumo de frutos (Mikich, 2001).

## 3. Resultados & Discussão

Das 23 espécies que continham frutos maduros no mês de outubro de 1995, apenas quatro apresentavam disponibilidade desse recurso (mas em quantidades extremamente baixas) no dia seguinte à tempestade e no mês de novembro de 1995. Assim, embora algumas espécies tenham voltado a frutificar após alguns meses, o final do mês de outubro e o mês de novembro de 1995 foram marcados pela ausência quase total de frutos, o que deve ter afetado negativamente as populações dos animais frugívoros, principalmente os especialistas.

Os danos causados pela tempestade a algumas espécies podem ter tido efeitos mais significativos sobre a fauna do que o esperado, como a interrupção da frutificação de *Nectandra megapotamica* e *Ocotea puberula* (Lauraceae). Esses frutos apresentam alto valor nutricional devido às altas concentrações de lipídeos e proteínas (Snow, 1981) são amplamente consumidos por frugívoros especialistas. A indisponibilidade de frutos dessas espécies deve ter provocado sérios impactos no sucesso reprodutivo de algumas espécies de aves, como os tucanos, que os utilizam para alimentar seus filhotes (Mikich, 1994).

A disponibilidade pós-tempestade de frutos das espécies chave da área (Mikich, 2001) também deve ter produzido efeitos profundos, positivos ou negativos, sobre a comunidade de frugívoros. Em dezembro de 1995 *Morus nigra* (Moraceae), que havia perdido seus frutos e folhas em pleno pico de produção, apresentou nova frutificação abundante, contribuindo significativamente para a sobrevivência da maioria dos animais da área que incluem frutos na sua dieta, já que é muito consumida por mamíferos e aves de qualquer tamanho. *Euterpe edulis* (Arecaceae), cujos frutos são consumidos pelos frugívoros de grande e médio porte, entrou em frutificação em janeiro de 1996, um mês antes do período normal, garantindo uma fonte de alimento com alto valor nutricional (Snow,

1981) pelos nove meses seguintes. *Trema micrantha* (Ulmaceae), que também apresenta frutos nutricionalmente ricos (Snow, 1981) e serve basicamente às aves de pequeno porte, porém, somente voltou a frutificar em março de 1996 e este grupo de consumidores deve ter sido mais afetado que os anteriormente citados.

Embora ao longo de 1996 várias espécies de plantas tenham voltado a frutificar normalmente, outras, como *Citharexylum solanaceum* (Verbenaceae) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Sapotaceae), cujos frutos são consumidos respectivamente por aves e mamíferos, a alteração foi tão profunda que, após perderem suas flores em outubro de 1995, não frutificaram naquele ano e nem no ano seguinte. Aparentemente este não é um fenômeno incomum, pois Haney *et al.* (1991) relataram a suspensão da floração e frutificação de espécies de floresta de altitude por até três ou mais anos após a passagem de furacões.

Nem todas as espécies zoocóricas, porém, foram prejudicadas pela tempestade. Algumas espécies de plantas pioneiras, como *Solanum americanum* e *S. atripurpureum* (Solanaceae), aumentaram significativamente de densidade com a formação de clareiras de diferentes tamanhos provocadas pela queda de árvores de grande porte. O gênero *Solanum* é importante para os mamíferos, principalmente para alguns morcegos frugívoros da família Phyllostomidae (Mikich, 2002).

## 4. Conclusões

Tempestades podem ter um efeito profundo sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas florestais. Apesar disso, não existem estudos anteriores sobre os seus efeitos no comportamento fenológico de plantas zoocóricas no sul do Brasil. Na realidade, mesmo na região supra-equatorial, comumente atingida por tempestades tropicais de diversas naturezas e intensidades e coberta por vasta literatura sobre o assunto, a maioria dos estudos trata dos efeitos sobre a fauna, principalmente sobre as populações e comportamento das aves. Estes estudos, porém, indicam que as espécies frugívoras são seriamente afetadas devido a redução acentuada na disponibilidade de frutos zoocóricos. Os efeitos tendem a ser mais drásticos logo após a tempestade e tendem a diminuir à medida em que as plantas voltam a produzir frutos em alguns meses ou após um ou dois anos. Logo, a avaliação dos danos das tempestades às plantas é fundamental para entender alterações nas populações e comunidades de frugívoros, bem como seus efeitos na manutenção e recuperação de ecossistemas florestais.

## 5. Referências Bibliográficas

- Haney, J.C.; Wunderle, J.M., Jr.; Arendt, W.J. (1991). Some initial effects of Hurricane Hugo on endangered and endemic species of West Indian birds. *American Birds*, 45(2): 234-236.
- ITCF (1987). *Plano de manejo do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, PR*. Instituto de Terras Cartografia e Florestas, Curitiba, 86p.
- Mikich, S.B. (1994). *Aspectos de comportamento, frugivoria e utilização de habitat por tucanos de uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil (Raphastidae: Aves)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 198 p.
- Mikich, S.B. (2001). *Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 145 p.
- Mikich, S.B. (2002). A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(1): 239-249.
- Mikich, S.B.; Silva, S.M. (2001) Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasiliense*, 15(1): 63-86.
- Pascarella, J.B. (1998). Hurricane disturbance, plant animal

interactions, and the reproductive success of a tropical shrub. *Biotropica*, 30(3): 416-424.

Snow, D.W. (1981). Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica*, 13(1): 1-14.

Tanner, E.V.J.; Kapos, V.; Healey, J.R. (1991). Hurricane effects on forest ecosystems in the Caribbean. *Biotropica*, 23(4a): 513-521.

Willig, M.R.; Camilo, G.R. (1991). The effect of Hurricane Hugo on six invertebrate species in the Luquillo Experimental Forest of Puerto Rico. *Biotropica*, 23(4a): 455-461.

## Comunidades de espécies lenhosas sob a ação do fogo em vegetação campestre no Morro Santana, Porto Alegre, RS.

Sandra Cristina Müller\*, Gerhard Ernst Overbeck<sup>†</sup>, Valério DePatta Pillar\* & Jörg Pfadenhauer<sup>‡</sup>

\*Laboratório de Ecologia Quantitativa, Programa de Pós-graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil

(smuller@ecologia.ufrgs.br)

<sup>†</sup>Chair of Vegetation Ecology, Technische Universität München,

Freising-Weihenstephan, Germany

### 1. Introdução

Em algumas áreas do sul do Brasil, mosaicos de floresta e campo caracterizam a vegetação, sob condições climáticas favoráveis ao predomínio de formações florestais (Pillar & Quadros, 1997). Explicações para a existência desses mosaicos têm sido buscadas desde os primeiros relatos sobre a cobertura vegetal na região (Lindman, 1900; Rambo, 1954).

A região de Porto Alegre, inserida na porção mais setentrional do Escudo Cristalino Sul-Riograndense, é caracterizada por vários morros graníticos (Menegat *et al.*, 1998). A cobertura vegetal natural dos morros é constituída, de modo geral, por florestas e campos, sendo os últimos mais freqüentes nas áreas de topo e encostas norte e nordeste (Porto *et al.*, 1998).

A hipótese do avanço florestal sobre o campo é sustentada tanto em estudos paleopalinológicos (Behling, 2002), quanto em estudos da atual vegetação campestre no Rio Grande do Sul, em áreas experimentais com exclusão do fogo (Eggers & Porto, 1994) e do pastejo (Boldrini & Eggers, 1996). Entretanto, os processos, a intensidade da dinâmica, bem como os padrões deste avanço florestal ainda não estão claramente definidos.

Este trabalho objetiva caracterizar as comunidades de espécies lenhosas em áreas de ecotono entre vegetação florestal e campestre, considerando os efeitos de uma queimada experimental realizada no campo. Os resultados apresentados a seguir são da primeira análise da vegetação após o distúrbio. O trabalho integra um projeto maior que abrange vários aspectos relacionados ao estudo de mosaicos floresta e campo.

### 2. Material e Métodos

A área de estudos se localiza no Morro Santana (30°07'S, 51°07'W), em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Com uma área aproximada de 1000 ha, o Morro Santana atinge uma altitude máxima de 311 m e apresenta 2/3 de cobertura florestal atlântica e 1/3 de campos (Porto *et al.*, 1998). O clima local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com médias anuais de 19°C de temperatura e 1307 mm de pluviosidade (Nimer, 1990). Os solos predominantes são litólicos e podzólicos vermelho-amarelo, sendo frequentes os afloramentos rochosos.

O levantamento da vegetação foi realizado em 12 transeções de 31,5 m de extensão por 4,5 m de largura, partindo da borda florestal campo adentro, em 3 áreas de campo distintas fisionômica e florística, em exposições topossul, toponoroeste e norte. As transeções foram demarcadas aos pares, tendo sido em cada par uma transeção submetida a queimada e outra não, ambas distando aproximadamente 5 m entre si. As queimadas foram

conduzidas em outubro de 2002. Cada transeção foi subdividida em parcelas contíguas de 4,5 x 4,5 m ("grandes"), sendo estas subsequentemente divididas em três parcelas contíguas de 1,5 x 1,5 m ("pequenas") na faixa central. Os levantamentos da vegetação foram realizados em janeiro e fevereiro de 2003, primeiramente nas transeções não queimadas.

O critério de inclusão dos indivíduos lenhosos variou de acordo com o tamanho da parcela. Para este trabalho, foram avaliados somente os dados amostrados nas parcelas pequenas, os quais se referem a todos os indivíduos lenhosos com pelo menos 10 cm de altura. Cada indivíduo foi medido quanto à altura total, altura do fuste e diâmetro basal e, para a espécie, foi avaliada a porcentagem de cobertura na parcela pela escala de Londo (Londo, 1976). Para análise de padrões, as três parcelas pequenas foram agrupadas, formando uma única parcela de 4,5 x 1,5 m.

Os dados foram analisados com auxílio dos programas MULTTV (Pillar, 2001) e SYNCSA (Pillar, 2002), utilizando métodos de ordenação e agrupamento e testes de aleatorização.

### 3. Resultados e Discussão

Ao todo foram amostrados 3037 indivíduos de 66 espécies lenhosas, pertencentes a 21 famílias. Destas, Asteraceae apresenta maior número de espécies (20) e performance (58% de densidade relativa), seguida por Myrtaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae (6, 4 e 3 espécies, respectivamente). Quanto às síndromes de dispersão, 45% das espécies são zoocóricas, 38% anemocóricas e 17% autocóricas. Entretanto, considerando a representatividade das síndromes em termos de número de indivíduos, as anemocóricas são mais abundantes.

A distribuição espacial das espécies ao longo do gradiente da borda para o campo demonstra que há espécies típicas de borda (maioria das zoocóricas e *Dodonaea viscosa*), espécies preferenciais do campo (*Baccharis* spp.) e outras que ocorrem ao longo de toda a transeção (e.g. *Myrciaria cuspidata*, *Heterothalamus psaioides*).

As análises consideraram tanto os valores da escala de cobertura quanto o número de indivíduos nas parcelas, não havendo diferença nos resultados. As comunidades formaram grupos de acordo com a posição das transeções, ou seja, houve diferença significativa ( $P=0,001$ ) entre as comunidades de topo/sul, topo/noroeste e norte. Nesta escala, não houve diferença entre as transeções quanto ao fator distúrbio da queimada. Na ocasião da realização do experimento, duas transeções não queimaram, pois não havia biomassa seca suficiente para manutenção do fogo. Essas transeções estão numa área queimada (provavelmente pelos moradores do entorno) em janeiro de 2001, ou seja, 10 meses antes do experimento. Para avaliar a associação entre queimada e composição da comunidade, fez-se uma análise considerando o fator exposição como bloco, envolvendo somente as transeções de topo/sul e norte, nas quais a queimada foi possível. Neste caso, o teste de aleatorização revelou diferença significativa ( $P=0,003$ ) entre transeções queimadas e não queimadas. As trajetórias observadas pelas análises de ordenação, considerando o gradiente borda campo, apresentaram maior correlação entre transeções mais próximas, ou seja, de mesma exposição e não em vista do distúrbio da queimada.

Não há dados quantitativos anteriores a este trabalho sobre a vegetação lenhosa dos campos na região de Porto Alegre, tampouco sobre a dinâmica de avanço a partir de bordas florestais. Descrições fisionômicas e florísticas foram feitas por Rambo (1954), sobre as formações edáficas dos morros graníticos da Serra do Sudeste, distinguindo campos "limpos" e "sujos" e os vassourais, e por Bruck *et al.* (1998) sobre as formações de butiúzas, vegetação arbóreo-arbustiva de campos pedregosos e vassourais. A ocorrência destas formações foi relacionada à característica de solos litólicos nos topos dos morros e à ação antropica do fogo. O presente trabalho demonstra que a ocupação dos campos por espécies lenhosas está relacionada com a ocorrência de distúrbios. As diferenças entre as comunidades estudadas, quanto a exposição predominante do ter-