

capítulo I

Floresta Tropical Pluvial Amazônica

Dispersão de sementes por jabutis, *Geochelone denticulata* e *G. carbonaria*, na Amazônia oriental.

Adriano Jerozolimski

Departamento de Ecologia - Universidade de São Paulo
(pingo@usp.br)

1. Introdução

O processo de dispersão de sementes por animais, mesmo sendo uma interação muito mais difusa que as interações encontradas entre plantas e seus polinizadores (Herrera 2002), é também uma fase crítica na reprodução das plantas (Terborgh 1990). Falhas nesta etapa podem comprometer o estabelecimento de plântulas, já que sementes não dispersas e que, conseqüentemente, permanecem nas imediações da planta mãe, apresentam uma chance extremamente pequena de escapar de predadores (Howe 1990).

A dispersão de sementes por animais é um fenômeno extremamente comum nas florestas tropicais úmidas, onde a maioria das plantas apresentam frutos adaptados à zoocoria (Howe & Smallwood 1982); (Willson et al. 1989). Em algumas localidades, 90% das espécies arbóreas e arbustivas apresentam frutos adaptados à dispersão por animais (Frankie et al. 1974).

Mamíferos e aves são considerados os principais agentes dispersores de sementes em florestas tropicais, especialmente via ingestão de propágulos (Terborgh 1986; Terborgh 1990; Jordano 2001; Herrera 2002). Apesar de existirem alguns registros de répteis atuando na dispersão de sementes em regiões mais áridas (Cobo & Andreu 1988; MacDonald & Mushinsky 1988; Fialho 1990; Milton 1992; Valido & Nogaes 1994), nas florestas tropicais o papel deste grupo é muito pouco conhecido. Jabutis são considerados relevantes dispersores de sementes apenas em ambientes áridos ou insulares (Herrera 2002), embora Moskovits (1998) tenha feito referência ao provável potencial de *G. denticulata* e *G. carbonaria* como dispersores de sementes na floresta Amazônica.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial dos jabutis *G. denticulata* e *G. carbonaria* como dispersores de sementes. Para atingir tal objetivo, foram abordadas quatro principais questões: (1) Qual a importância de frutos na dieta destas espécies? (2) Qual é o tempo de retenção de alimento no trato digestivo destas espécies? (3) A que distância de uma árvore um jabuti é capaz de dispersar suas sementes? (4) Existe algum comprometimento na viabilidade de sementes que passaram pelo trato digestivo dos jabutis?

2. Métodos

O presente estudo foi realizado nas florestas da Terra Indígena Kayapó, no território da aldeia A'Ukre, localizada na bacia do Rio Xingú, sudeste do estado do Pará. Para avaliar a importância de frutos na dieta das duas espécies de jabutis, foram triadas 106 fezes de *G. denticulata* e 32 fezes de *G. carbonaria*, coletadas principalmente nos acampamentos de caça dos kayapós da aldeia A'Ukre. Os itens encontrados foram separados nas seguintes categorias: (1) material vegetal (principalmente folhas e caule), (2) frutos (polpa e sementes), (3) fungos, (4) material animal e (5) material inorgânico. Foi registrada, para cada amostra, a ocorrência de cada item, assim como estimada sua contribuição para o volume total da amostra. As sementes encontradas nas fezes foram contadas e identificadas através da comparação com sementes de frutos coletados nas matas da área de estudo e identificados no Herbário da Embrapa, em Belém.

Para avaliar o efeito, nas sementes, da passagem pelo trato digestivo dos jabutis, foram conduzidos testes de germinação com quatro espécies de plantas. Para estimar o tempo pelo qual sementes ingeridas permanecem dentro do trato digestivo dos jabutis, seis indivíduos de *G. denticulata* e três de *G. carbonaria* foram mantidos em um cercado. A cada dois dias foram oferecidas aos jabutis, durante um intervalo de aproximadamente uma hora, polpa de mamão e de banana. Foram utilizados marcadores distintos (sementes de cinco espécies diferentes), os quais foram misturados individualmente, em dias diferentes, às polpas. Entre 6:00 e 22:00

horas, o cercado foi vistoriado a cada duas horas para a coleta de fezes. As fezes obtidas foram lavadas para a procura dos marcadores. Foi calculado o tempo médio que levou para cada marcador aparecer em cada amostra de fezes (tempo de retenção). Por fim, para estimar a distância que um jabuti é capaz de dispersar uma semente ingerida, 24 jabutis foram monitorados, por rádio rastreamento, por períodos que variaram de alguns dias a mais de dois anos. A distância média de dispersão foi calculada a partir de deslocamentos efetuados em intervalos de tempo semelhantes ao tempo estimado de retenção.

2. Resultados

Foram encontrados vestígios do consumo de frutos em 71% das amostras de fezes de *G. denticulata* e em 85% das amostras de fezes de *G. carbonaria*, durante a estação chuvosa. Entretanto, na estação seca o consumo de frutos por *G. denticulata* caiu para 50% das amostras coletadas. De um total de 51 morfo-tipos de sementes encontradas nas fezes de *G. denticulata* e *G. carbonaria*, foram identificadas 34 espécies pertencentes a 26 gêneros de plantas de 15 famílias. De 89 amostras de fezes de *G. denticulata* obtidas durante a estação chuvosa, foi encontrado um total de 4.099 sementes de 44 espécies de plantas, enquanto que em 30 amostras de fezes de *G. carbonaria* obtidas durante a estação chuvosa, foi encontrado um total de 3.147 sementes de 21 espécies de plantas. O maior número de sementes de espécies distintas encontrado em uma única amostra de fezes foi oito. O tempo médio de retenção, obtido com os jabutis mantidos no cercado, foi de $154,2 \pm 66,9$ horas (6,4 dias). Estimou-se que indivíduos adultos de *G. denticulata* são capazes de dispersar sementes, durante a estação seca, a uma distância média de 135 metros, e, durante a estação chuvosa, a uma distância média de 235 metros. Indivíduos jovens de *G. denticulata* dispersam sementes a menores distâncias se comparados a indivíduos adultos, independentemente da estação do ano ($U = 44$; $p = 0,0236$). Com exceção das sementes de uma das quatro espécies plantadas, que por alguma razão não germinaram, todas as outras espécies de sementes, após ingeridas por jabutis, germinaram. Para *Genipa americana*, espécie que apresentou a maior taxa de germinação, não houve diferenças entre as taxas de germinação das sementes ingeridas pelas duas espécies de jabuti e as taxas de germinação das sementes plantadas diretamente de frutos maduros ($\chi^2_{dent} = 0,40$; $gl = 1$; $p = 0,526$; $\chi^2_{carb} = 0,42$; $gl = 1$; $p = 0,518$).

3. Discussão

Terborgh (1990) enumerou três principais características de aves e mamíferos de grande porte que os tornam, geralmente, mais efetivos que outros agentes na dispersão de sementes de grande porte (espécies predominantes nas fases mais maduras em florestas tropicais): (1) eles tendem a preferir frutos de espécies com sementes de grande porte; (2) eles consomem mais frutos por evento alimentar e (3) eles tendem a carregar as sementes à maiores distâncias antes de regurgitá-las ou defecá-las. Com base nos resultados obtidos no presente estudo, tanto *G. denticulata* como *G. carbonaria* apresentariam todas as três características citadas por Terborgh (1990). Como, então explicar o fato dos jabutis terem sido, até agora, excluídos deste importante grupo de dispersores? Acredito que a principal razão para a não inclusão de jabutis neste grupo deve-se ao fato de ambas as espécies serem dificilmente detectadas na floresta. Tal fato ocorre, principalmente, devido à coloração e ao comportamento crípticos de ambas espécies de jabutis. Conseqüentemente, inventários de curto prazo acabam, invariavelmente, subestimando a densidade ou mesmo não registrando a presença deste componente da comunidade de dispersores de sementes.

As poucas estimativas de densidade de jabutis disponíveis mostram, entretanto, que as biomassas das populações de *G. denticulata* e *G. carbonaria* podem representar frações importantes da biomassa total dos vertebrados que atuam na dispersão de sementes. Moskovits (1985) estimou para uma área de 570 ha na Ilha de

Maracá (RR), densidades de 20 e 105 indivíduos por km², para as populações de *G. denticulata* e *G. carbonaria*, respectivamente. Agrupando-se as duas espécies, tais densidades representam uma biomassa de aproximadamente 600 kg/km², o que equivale a um terço da biomassa total de todos os mamíferos terrestres e mais de três vezes a biomassa de todas as aves de Cocha Cashu, Peru (Terborgh 1986). Para a área de estudo do presente trabalho, as densidades das populações de *G. denticulata* e *G. carbonaria* foram estimadas em 24 e 12 indivíduos por km², respectivamente, o que representa a uma biomassa cerca de 135 kg/km², valor semelhante a soma das biomassas de todas as espécies de aves da área de estudo (Nascimento 1999).

Mesmo considerando que os jabutis, por serem ectotermos, possam ter menores exigências metabólicas se comparados a mamíferos e aves, e desta forma apresentarem menores taxas de consumo de alimento, tais diferenças não justificam a negligência com que vem sendo tratado tal componente da guilda de dispersores de sementes.

4. Conclusões

As duas espécies de jabutis que ocorrem na floresta Amazônica são, provavelmente, importantes agentes dispersores de sementes. Frutos constituem importante fração de suas dietas e a ingestão de sementes parece ser um evento comum, já que grande quantidade de sementes de muitas espécies de plantas são encontradas nas fezes de jabutis. As elevadas densidades que as populações de jabutis atingem em muitas regiões da Amazônia, associadas às grandes quantidades de sementes que estes são capazes de transportar e a considerável capacidade de deslocamento dos mesmos, torna-os importantes agentes dispersores, contribuindo para a redistribuição espacial de sementes. A passagem pelo trato digestivo dos jabutis parece não ter efeito deletério nas taxas de germinação das sementes, tornando-os genuínos agentes dispersores. Entretanto futuros estudos, onde seja testado o efeito da passagem pelo trato digestivo dos jabutis na viabilidade de uma gama maior de espécies de plantas, assim como o volume médio diário de frutos ingerido por indivíduos na natureza, certamente contribuirão para o melhor entendimento do papel dos jabutis na dispersão de sementes em florestas tropicais. O uso freqüente de clareiras por jabutis e a consequente deposição de sementes em ambientes onde a disponibilidade de luz é maior pode ser extremamente relevante para a germinação e o estabelecimento de plântulas de muitas espécies de árvores. Adicionalmente, a capacidade dos jabutis de ingerir sementes de grande porte, apenas dispersas por um limitado número de espécies, como antas e poucas espécies de macacos, torna o papel destes especialmente relevante, sobretudo em locais onde tais mamíferos apresentam suas densidades severamente reduzidas ou não mais estão presentes devido a caça excessiva.

5. Referências Bibliográficas

Cobo, M., and Andreu, A. C. (1988). "Seed consumption and dispersal by the spur-thighed tortoise *Testudo graeca*." *Oikos* 51, 267-273.

Fialho, R. F. (1990). "Seed Dispersal by a Lizard and a Treefrog - Effect of Dispersal Site on Seed Survivorship." *BIOTROPICA*, 22(4), 423-424.

Frankie, G. W., Baker, H. G., and Opler, P. A. (1974). "Comparative phenological studies of threes in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica." *Journal of Ecology*, 62, 881-919.

Herrera, C. M. (2002). "Seed dispersal by vertebrates." *Plant-Animal Interactions: An Evolutionary Approach*, C. M. Herrera and O. Pellmyr, eds., Blackwell Science Ltd., Oxford, 185-208.

Howe, H. F. (1990). "Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography." In: *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*, K. S. Bawa and M. Hadley, eds., The Parthenon Publishing Group, Paris, France, 191-218.

Howe, H. F., and Smallwood, J. (1982). "Ecology of Seed Dispersal." *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13, 201-228.

Jordano, P. (2001). "Fruits and frugivory." In: *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, M. Fenner, ed., CAB, Wallingford, England, 125-165.

MacDonald, L. A., and Mushinsky, H. R. (1988). "Foraging ecology of the gopher tortoise, *Gopherus polyphemus*, in a sandhill habitat." *Herpetologica*, 44, 345-353.

Milton, S. J. (1992). "Plants eaten and dispersed by adult leopard tortoises *Geochelone pardalis* (Reptilia: Chelonii) in the southern Karoo." *South African Journal of Zoology*, 27, 45-49.

Moskovits, D. K. (1985). "The Behaviour Ecology of the two Amazonian Tortoises, *Geochelone carbonaria* and *Geochelone denticulata*, in Northwestern Brasil," PhD thesis, University of Chicago, Chicago.

Moskovits, D. K. (1998). "Population and Ecology of the Tortoises *Geochelone carbonaria* and *G. denticulata* on the Ilha de Maracá." In: *Maracá: The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest*, W. Milliken and J. A. Ratter, eds., John Wiley & Sons Ltd., 263-284.

Nascimento, H. S. (1999). "Hunting sustainability by Kayapó Indians of A-Ukre village, eastern Amazon," MsC in Applied Ecology and Conservation, University of East Anglia, Norwich.

Terborgh, J. (1986). "Community aspects of frugivory in tropical forests." *Frugivores and seed dispersal*, A. Estrada and T. H. Fleming, eds., Dr. W. Junk, Dordrecht, 371-384.

Terborgh, J. (1990). "Seed and fruit dispersal - Commentary." *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*, K. S. Bawa and M. Hadley, eds., The Parthenon Publishing Group, Paris.

Valido, A., and Nogales, M. (1994). "Frugivory and seed dispersal by the lizard *Gallotia galloti* (Lacertidae) in a xeric habitat of the Canary Islands." *Oikos* 70, 403-411.

Willson, M. F., Irvine, A. K., and Walsh, N. G. (1989). "Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons." *Biotropica*, 21, 133-147. (Projeto financiado por: FAPESP - proc. nº 99/09988-0; The Wellcome Trust - ref. nº 51504/Z/97/Z e Conservation International do Brasil)

Tipificação da ocorrência de queimadas na região da Amazônia Legal

Alexandre Camargo Coutinho^a & Marcelo Guimarães^a

^a Embrapa Monitoramento por Satélite (alex@cnpm.embrapa.br & marcelo@cnpm.embrapa.br)

1. Introdução

As queimadas provocadas pelo homem ganharam, nas últimas décadas, especial atenção de entidades conservacionistas, políticos, pesquisadores nacionais e internacionais, sobretudo porque estão relacionadas a algumas mudanças comprometedoras da qualidade de vida de toda a humanidade. Mudanças climáticas globais, como as que podem estar causando o aumento da temperatura, provocadas supostamente pela emissão de gases causadores do efeito estufa, assumem consequências absolutamente críticas para a humanidade a curto, médio e longo prazos.

Globalmente, além da queima de combustíveis fósseis para a geração de energia, uma outra atividade antrópica que colabora significativamente com a emissão de gases para a atmosfera é a prática de queimadas. No Brasil, cuja matriz de emissões de gases causadores do efeito estufa indica a absoluta predominância de emissões causadas pelas mudanças no uso das terras (UNEP, 2002), as queimadas ocorrem, fundamentalmente, associadas às atividades agrícolas, integrantes de sistemas rudimentares de produção e

vinculadas à abertura de novas frentes para a agricultura, sobretudo no chamado “arco do desmatamento”.

Frente a esse cenário caótico de incertezas e riscos ambientais, a compreensão das razões e motivações responsáveis pela utilização da prática de queimadas na região da Amazônia Legal é fundamental para a formatação e adoção de medidas capazes de mudar esse quadro de desperdício e descaso ambiental, colocando o Brasil em situação privilegiada frente ao emergente mercado de emissões de gases de efeito estufa e proporcionando um desenvolvimento tecnológico da agricultura.

2. Métodos

A geração de uma tabela de coocorrência, integrando dados sobre a incidência de queimadas e dados sobre o uso e cobertura das terras, para toda a região da Amazônia Legal, principal cenário das discussões nacionais e internacionais sobre temas que queimadas e desmatamentos, foi executada através da compilação e utilização de dados publicados separadamente, para o ano de 2000.

Neste trabalho, foram utilizados dados secundários da região da Amazônia Legal, provenientes da base de dados de queimadas da Embrapa Monitoramento por Satélite e dados de uso e cobertura vegetal de 2000, gerados através da classificação de imagens orbitais dos instrumentos Spot VGT, Along Track Scanning Radiometer - ATSR/ERS, JERS-1 e Defense Meteorological Satellite Program - DMSP/OLS, (Eva et al., 2002).

Os dados de queimadas adquiridos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais INPE (Setzer & Pereira, 1991; Setzer & Verstraete, 1994), e processados pela Embrapa Monitoramento por Satélite, no âmbito do projeto Monitoramento Orbital de Queimadas (Miranda & John, 2000), serviram de base para a constituição de uma síntese dos dados referentes ao total de queimadas do ano de 2000 na região da Amazônia Legal. Apresentando uma resolução espacial original de aproximadamente 1km, esses dados foram reorganizados e reagrupados em unidades com resolução espacial de 10km, usando-se como referência espacial as coordenadas dos pontos centrais dos pixels de queimadas originais.

Após a reclassificação do Mapa da Cobertura Vegetal do Brasil, sua legenda temática resumiu a cobertura vegetal, anteriormente expressa em 22 classes temáticas, em apenas 6 classes distintas (florestas de terra firme, florestas inundáveis, florestas de transição, campos e savanas, agricultura e pastagens e corpos d'água). Esse novo agrupamento foi estabelecido com o objetivo de separar as queimadas associadas aos desmatamentos florestais daquelas associadas às atividades agrícolas já estabelecidas e à expansão da fronteira agrícola em áreas de savana.

A associação espacial dos dados foi efetuada através da estruturação de uma base de dados georreferenciados, que permitiu a sobreposição das duas variáveis: ocorrência ou não de queimadas e tipos de uso e cobertura das terras, adotando-se como referência para a sobreposição, as coordenadas geográficas, em latitude e longitude, das duas fontes distintas de dados. Posteriormente, a construção de uma matriz de coocorrência, considerando os dados referentes aos nove estados da Amazônia Legal (Amazonas, Acre, Amapá, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins), viabilizou a hierarquização, tipificação e agrupamento daqueles estados com características similares e a separação de outros estados, nos quais as queimadas se caracterizaram de maneira distinta de todos os demais.

Procedimentos de manipulação e interpretação das matrizes de coocorrência buscaram evidenciar indicadores para a estratificação, tipificação das queimadas e, conseqüentemente, a formatação de algumas evidências sobre os possíveis fatores que impulsionaram a utilização desta prática nos diferentes estados da Amazônia Legal, gerando subsídios para a estruturação e estabelecimento de políticas públicas que venham a considerar a heterogeneidade de estímulos, causas e efeitos, existentes na complexa abordagem sobre as práticas de queimadas na Amazônia Le-

gal, para tratar e minimizar, de forma abrangente e objetiva, os inúmeros problemas causados por essa prática milenar.

3. Resultados e Discussão

Uma primeira avaliação sobre a ocorrência de queimadas, por estado, na região da Amazônia Legal, pode ser feita através da análise da matriz de coocorrência, constituída através do cruzamento das coordenadas dos pontos de queimadas com a base estadual publicada pelo IBGE (1997), onde O Estado do Mato Grosso aparece como os maiores índices, contribuindo com mais de 40% do total de queimadas da região, seguido pelos estados do Pará (26,57%), Maranhão (10,75%), Tocantins (10,57%), Rondônia (9,04%) e os demais estados somando juntos menos de 2,5% do total de queimadas da região. Um balanço da ocorrência de queimadas, por estado, vem sendo efetuado com abrangência nacional pela Embrapa Monitoramento por Satélite, há mais de dez anos, e serviu para a formatação do programa “Alternativas para a Prática das Queimadas na Agricultura – Recomendações Tecnológicas”, lançado pelo Ministério da Agricultura (Embrapa, 2003).

Uma segunda leitura da matriz de cruzamento pode ser efetuada, priorizando-se os tipos de cobertura e uso das terras mais afetados pelas queimadas. Enquanto as florestas de terra firme são afetadas por quase 50% do total de queimadas ocorridos na região da Amazônia Legal, as áreas de savana são responsáveis por 9,64%. A segunda classe temática mais afetada pelas queimadas foi a agricultura e pastagem, contribuindo com 38,29%. Juntas, essas três classes temáticas foram responsáveis por 96,7% do total de queimadas da região.

Os dados originados pela sobreposição e cruzamento das duas variáveis consideradas mostram a associação extremamente variada da incidência de queimadas e dos tipos de cobertura vegetal, na região da Amazônia Legal, proporcionando a formação de agrupamentos de estados, segundo a estrutura dos dados, embora individualmente eles possuam importâncias distintas.

Ficou evidente a existência de uma variação significativa para a composição das tipologias de vegetação afetadas pelas queimadas nos estados da Amazônia Legal. Como resultado, foram gerados os cinco agrupamentos descritos a seguir.

No primeiro agrupamento, ficaram os estados do Acre, Mato Grosso, Pará e Rondônia em função de possuírem uma incidência de queimadas bastante equilibrada entre as classes temáticas de “florestas de terra firme” e de “agricultura e pastagens”, com a soma dessas duas classes temáticas, sempre atingindo valores relativos próximos a 90% do total de queimadas do estado. São estados onde a expansão da fronteira agrícola e os processos de produção da agricultura e pecuária são responsáveis pela quase totalidade de queimadas e dividem a sua incidência de forma similar. Não há predominância clara de nenhuma atividade no que se refere ao uso da tecnologia de queimadas.

O Estado do Maranhão foi isolado desse agrupamento, apesar de apresentar uma soma de frequências relativas dessas duas classes temáticas também superior a 90%, em função de possuir uma frequência relativa de queimadas em áreas de “floresta de terra firme” igual a 24,04% do total, enquanto as queimadas em áreas de agricultura e pastagem representaram quase 70%, apontando para uma predominância da ocorrência de queimadas nesta última classe temática, diferentemente do agrupamento anterior.

Um terceiro agrupamento foi formado pelos estados do Amapá e Roraima, onde as queimadas estão divididas, sobretudo, entre as classes de “florestas de terra firme” (62,50% e 43,75%, respectivamente) e “savanas” (27,08% e 42,19% respectivamente). A soma dos valores obtidos para essas duas classes temáticas, nesses dois estados, foi superior a 80% das queimadas, indicando uma considerável predominância de atividades ligadas à expansão da fronteira agrícola, sobretudo se compararmos com os valores obtidos para a classe temática agricultura e pastagem que obteve valores de 6,94% e 10,94%, respectivamente.

O Estado do Amazonas, quarta categoria identificada, apresentou uma incidência de queimadas extremamente alta e predominante sobre a classe “florestas de terra firme” (90,71% do total), o que não indica que ele seja o que mais desmatou, uma vez que o Estado apresenta-se ainda bem preservado e, portanto, não possui extensas áreas agricultadas nem com pastagens. A reduzida extensão de cobertura florestal remanescente no Estado do Tocantins, associada às suas grandes extensões de savanas, explicam, de forma análoga à formatada para o Estado do Amazonas, a formação de uma quinta categoria, onde a maior incidência de queimadas ocorreu na classes temática de savanas (44,59%), embora o Tocantins possua uma expressiva área com agricultura e pastagem, onde incidiu 27,12% do total de queimadas do Estado.

4. Conclusões

Se alguns esforços e recursos têm sido aplicados no sentido de proporcionar uma redução quantitativa da incidência de queimadas na região da Amazônia Legal, seja através da estruturação e adoção de políticas de comando e controle, como o sistema para detecção, identificação, localização e verificação em campo, de queimadas, estruturado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, intitulado PROARCO (IBAMA, 2003), ou no sentido de tentar estabelecer regras e fornecer informações técnicas para o uso da tecnologia do fogo, quando esta for inevitável (Silva, 1998), muito pouco esforço ou recurso tem sido destinado à compreensão e tipificação dessa atividade.

A ineficiência dessas iniciativas, no sentido de provocar a efetiva redução das queimadas, em escala local, estadual, regional ou até mesmo nacional, pode estar relacionada ao fato de não haver uma significativa preocupação relacionada à formatação de políticas públicas, que busquem compreender e contemplar a heterogeneidade de situações e motivações que levam ao uso do fogo.

Informações sobre a cobertura vegetal e o uso das terras, sobretudo dos pontos afetados pelas queimadas, fornecem indicativos sobre as motivações que mantêm tal prática. Queimadas em áreas de floresta devem ser identificadas e consideradas de forma diferente daquelas que ocorrem em áreas agricultáveis, em áreas dos domínios das savanas etc. Tanto do ponto de vista ecológico, quanto do ponto de vista agrônomo, a tipificação das queimadas deve ser considerada nas discussões que tenham como objetivo estruturar políticas públicas para sua efetiva redução, sobretudo na região da Amazônia Legal, onde a heterogeneidade ambiental, associada à imensa diversidade de realidades econômicas e de atividades de uso e ocupação do solo, proporcionam a formação de um mosaico extremamente complexo e dinâmico de formas de cobertura e uso das terras.

Tipificar a ocorrência de queimadas através da identificação dos diferentes estímulos e motivações da sua adoção é um passo fundamental e imprescindível para a estruturação de um modelo de gestão ambiental estratégica, que priorize a definição de políticas públicas preventivas, ao invés de adotar medidas posteriores e punitivas, como as ineficientemente aplicadas, de longa data, a infratores da legislação ambiental brasileira, flagrados na contração do desenvolvimento sustentável.

5. Referências Bibliográficas

EMBRAPA Alternativas para a prática das queimadas na agricultura http://www.cnpem.embrapa.br/projetos/qmd/qmd_2000/index.htm. Página consultada em 16 de julho de 2003.

EVA, H.D.; MIRANDA, E.E. de; DI BELLA, C.M.; GOND, V.; HUBER, O.; SGRENZAROLI, M.; JONES, S.; COUTINHO, A.C.; DORADO, A.J.; GUIMARÃES, M.; ELVIDGE, C.; ACHARD, F.; BELWARD, A.S.; BARTHOLOMÉ, E.; BARALDI A.; DE GRANDI, G.; VOGT, P.; FRITZ, S.; HARTLEY, A. A vegetation map of South America. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg, 2002, 34p.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – PROARCO. (<http://www2.ibama.gov.br/>

[proarco/index0.htm](http://www2.ibama.gov.br/proarco/index0.htm)). Página consultada em 08 de julho de 2003.

IBGE. Base de Informações Municipais. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 1997.

MIRANDA, E.E.; JOHN, L. Ten years monitoring and mapping fires in Brazil current products and information networks. Forest fire monitoring and mapping: a component of global observation of forest cover. Ispra, Italy: Joint Research Centre, 2000.

SETZER, A.; PEREIRA, M. Single Threshold for fire Detection. *Ambio*. v.20, p.19-22. 1991.

SETZER, A.; VERSTRAETE, M. Daily AVHRR images for fire mapping. *International Journal of Remote Sensing*. Basingstoke, UK: Tylor and Francis Ltd. v.15, n.3, p.711-718. 1994.

SILVA, R.G. da Manual de prevenção e combate aos incêndios florestais. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, 80p. 1998.

UNEP. State of the environment and policy retrospective: 1972-2002. <http://www.grid.unep.ch/geo/geo3/english/081.htm>. Página consultada em 13 de julho de 2003.

Efeito da profundidade na distribuição da vegetação de áreas alagáveis.

Alzira M. de OLIVEIRA^a & Carlos ARAÚJO-LIMA^b

^a PPG/INPA (alzira@inpa.gov.br) ^b Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

1. Introdução

A Bacia Amazônica é a mais ampla área de floresta tropical do mundo (Worbes *et al*, 1992). É drenada por rios imensos que são influenciados pela distribuição sazonal de precipitação que garante o nível das águas, sendo a média de inundação anual em Manaus/ Amazonas, aproximadamente 10 metros (Junk & Piedade, 1993).

Áreas alagáveis são ecossistemas dependentes de três fatores: localização, topografia e, inundação anual (Maia, 2001). Foram descritas por Sioli (1950, 1968) como sendo um ecossistema de água branca, rica em nutrientes e partículas em suspensão.

Uma importante característica da floresta inundável é o pulso de inundação monomodal, onde os rios tributários são influenciados pelo rio Amazonas (Klinge *et al*, 1995), e essas áreas submetidas a um regime periódico de inundação e seca, zona de transição terrestre-aquática (ATTZ) (Junk, 1996). Além disso, apresentam inúmeros microhabitats no decorrer do gradiente de concentração com alta diversidade de animais e plantas (Maia, 2001).

A constituição da flora Amazônica é adaptada a submersão total ou parcial durante um período prolongado de enchente. Esses vegetais são de suma importância para alimentação dos organismos aquáticos, em especial os peixes (Takahasi, 1994; Maia, 2001).

A vegetação é caracterizada por quatro principais comunidades de plantas: algas, plantas herbáceas aquáticas, plantas herbáceas terrestres e a floresta. Estas plantas ocupam diferentes habitats, que são influenciadas por vários fatores, entre eles: duração da fase terrestre e aquática, estabilidade do habitat pela sedimentação e de erosão, corrente e ação do “banheiro”; processo de sucessão das plantas e envelhecimento do habitat e ainda, por impacto humano (Junk & Piedade, 1997).

Junk (1970) e Maia (2001) observaram que plantas aquáticas de várzea obedecem níveis de organização ecológica (zonação), onde em regiões baixas, abertas e com alta luminosidade dominam as macrófitas aquáticas flutuantes e enraizadas, entre elas, gramíneas e cyperaceas, e seguindo em direção a terra firme começam aparecer arbustos e espécies arbóreas.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi verificar se há efeito de profundidade na distribuição das plantas herbáceas no Catalão/Am.

2. Material e Métodos

O estudo foi realizado no complexo Catalão a 15km da cidade de Manaus, em 14 pontos amostrais distribuídos em cinco lagos: Lago Poção, Lago Madalena, Lago do Padre, Ressaca da Praia e Entrada do Solimões.

Em cada ponto, com auxílio de um profundímetro de 20m, foi realizado um transecto completo do início e fim da vegetação distribuída em: macrófitas aquáticas flutuantes, macrófitas aquáticas enraizadas e espécies arbóreas da floresta inundada.

No local foi realizada, a identificação das espécies, assim como seu aparecimento no decorrer do transecto. Os limites de início e fim para cada grupo foram, determinadas pelo aparecimento dos indivíduos de cada população.

Para análise estatística foi retirado o máximo e mínimo de cada grupo. Este resultado foi utilizado para uma análise de variância (ANOVA) one-way.

3. Resultados e Discussão

Os resultados obtidos neste estudo mostraram que a vegetação das áreas inundáveis estão realmente adaptadas a períodos de cheia e seca. De acordo com os dados alcançados foi constatado que as espécies arbóreas, de uma maneira geral apresentaram pequena variação de profundidade entre os pontos amostrais. A maior ocorrência de indivíduos foi encontrada na profundidade de 3m, sendo as espécies mais frequentes *Crateva benthamii*, *Cecropia latiloba*, *Nectandra amazonum* e *Vitex cymosa*, respectivamente.

As plantas aquáticas enraizadas e flutuantes, encontradas neste estudo apresentaram maior amplitude de profundidade e, esta tendência foi observada em quase todos os pontos amostrais onde plantas flutuantes apresentaram amplitude entre 0,9 a 9,0m. No entanto, os valores de profundidade máximas encontrados, mostraram claramente diferença na amplitude entre a espécies arbóreas e macrófitas aquáticas flutuantes, que foram marcantes em todas as profundidades nos pontos amostrais. As macrófitas aquáticas enraizadas obtiveram profundidades máximas e mínimas semelhantes, sendo as mais frequentes: *Paspalum repens*, *Paspalum fasciculatum* e *Oryza glumeipatula* e as flutuantes: *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Ceratopteris pteridoides* que apresentaram a mesma profundidade máxima. No entanto, mostraram uma pequena variação nos valores de profundidade mínima.

As várzeas na Amazônia Central, apresentam flora com alta diversidade (Foster, 1990). Segundo Maia (2001), essa alta diversidade está relacionada à variedade de habitats junto ao tempo de inundação, tipo de água, topografia, solo entre outros, sendo sua composição é variável de acordo com o gradiente de inundação.

Junk (1989), classificou a distribuição das plantas nas áreas alagáveis da Amazônia como sendo: comunidade de arbustos falsos, comunidade arbórea de nível médio e comunidade arbórea de nível alto. Das espécies arbóreas encontradas neste estudo, as mais frequentes estão classificadas por este autor como comunidades arbóreas de nível médio. Em trabalho realizado por Klinge *et al* (1995) a espécie mais frequente foi *C. benthamii*, o que evidencia a frequência dessa espécie na várzea.

As macrófitas aquáticas são plantas herbáceas aquáticas enraizadas ou flutuantes, que podem estar distribuídas de maneira organizada e paralela a margem, formando um processo de gradiente até o interior do lago, ou ainda se distribuir na parte mais profunda da zona de transição aquático-terrestre (Esteves, 1998). Na Amazônia, são mais abundantes nas planícies alagáveis de água branca (Junk, 1986; Junk & Piedade, 1993).

Desta maneira, a distribuição da vegetação na várzea, de um modo geral, neste estudo não apresentou diferença estatística significativa ($p > 0,05$) em relação a profundidade. No entanto, é importante ressaltar uma pequena variação de espécies arbóreas quando comparada a amplitude de profundidade das plantas aquáticas enraizadas e flutuantes. Também é importante observar que

a turbidez e o vento podem favorecer um crescimento heterogêneo desses grupos ecológicos. Neste aspecto, os dados obtidos neste estudo discordam dos dados obtidos por Junk & Piedade (1997), que observaram zonação de plantas de várzea na Ilha da Marchantaria/Am.

4. Conclusão

Deste estudo, podemos concluir que o Lago do Catalão/Am não apresenta zonação de plantas herbáceas na várzea, se diferenciando assim dos dados de ecologia das plantas encontradas na Ilha da Marchantaria (Junk & Piedade, 1997). O crescimento heterogêneo dos grupos ecológicos de plantas herbáceas de várzea pode ter sido favorecido pela dinâmica do vento e da turbidez. No entanto, é importante ressaltar uma pequena variação na amplitude de profundidade de espécies arbóreas quando comparada das plantas aquáticas enraizadas e flutuantes. Entretanto, novos estudos são necessários.

5. Referências Bibliográficas

- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia/ Francisco de Assis Esteves- 2.ed.-Rio de Janeiro: Interciência.
- Foster, R. 1990. The floristic composition of the Manu floodplain forest. *In: Four Neotropical Rainforest* (Gentry, A. Ed). Yale University Press, New Haven.
- Junk, W.J. 1970. Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (Paspalo-Echinochloetum) on the middle Amazon. I. The floating vegetation and its ecology. – *Amazoniana* 2(4): 449-494.
- Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian flood-plains. *In: Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C., Balslev, H. (eds). Tropical forest – Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*. Academic Press, London: 47-64.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, XII (3-4): 467-484.
- Junk, W.J. 1996. Amazonian floodplains: a limnological perspective. *In: Verb. Internat. Verein. Limnol.* 26: 149-157.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. *In: Junk, W.J. (ed). The Central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer, Ecological studies. 126: 147-185.
- Klinge, H.; Adis, J.; Worbes, M. 1995. The vegetation of a seasonal várzea forest in the lower solimões river, Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica*, 25 (3/4): 201-220.
- Maia, L.M. de A.; W.J. 2001. Frutos da Amazonia: fonte de alimento para peixes. Manaus: Programa de Desenvolvimento Empresarial e Tecnológico. 143p.
- Sioli, H. 1950. Das Wasser in Amazonasgebiet. *Forsch. Fortschr.* 26: 274-280.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. – *Amazoniana* 1 (3): 267-277.
- Takahasi, A.; Prada, M.; Cattanio, H.; Vieira, E.M. 1994. Consumo de sementes de *Pseudobombax munguba* (Bombacaceae) e *Cecropia* sp. (Cecropiaceae) por peixes em uma área de floresta inundada da Amazonia. *Projeto Livre 4 – Ecologia da Floresta Amazonica*- OTS/UNICAMP.
- Worbes, M.; Klinge, H.; Revilla, J.D.; Martius, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.

Implicações da alteração na cobertura vegetal sobre a colonização de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central

Amanda Freerico Mortati^a Eduardo Martins Venticinque^b & Jansen Zuanon^c

^a Centro de Pós-graduação em Ecologia - INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) (amortati@inpa.gov.br) ^b Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais - INPA/SI ^c Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática - INPA

1. Introdução

A floresta amazônica encontra-se cada vez mais exposta à fragmentação, com um número progressivamente maior de manchas isoladas de florestas. Os efeitos deste processo são, além da perda do habitat original e da redução no tamanho de remanescentes florestais, a criação de bordas e o surgimento de novas matrizes de habitat, em nível local e da paisagem (Gascon *et al.*, 2001). Assim, a heterogeneidade estrutural da paisagem pode ser alterada. Dentre os habitats na Amazônia Central, os igarapés são riachos que cruzam as florestas de terra firme, regiões nunca submetidas ao pulso de inundação (Walker, 1995). Este tipo de sistema aquático contribui com a heterogeneidade estrutural da floresta (Lima & Gascon, 1999), e esta, por sua vez, determina a estrutura dos habitats específicos dos igarapés, e conseqüentemente, a composição da fauna local (Walker, 1995). Assim, a cobertura florestal é essencial para a existência destes igarapés sombreados e praticamente heterotróficos, nesta região (Walker, 1995). O material alóctone, constitui um substrato energético freqüentemente mais importante que a produção autóctone (Hynes, 1970; Henderson & Walker, 1986; Nessimian *et al.*, 1998) e mantém a complexidade estrutural do sistema (Uieda & Kikuchi, 1995), permitindo a coexistência de um elevado número de espécies (Sabino & Zuanon, 1998; Mendonça, 2001).

A ictiofauna, como os demais grupos animais presentes nos igarapés, tem alta dependência da entrada de material alóctone no sistema (Lowe McConnell, 1999; Angermeier & Karr, 1984 e Sabino & Zuanon, 1998). Algumas espécies de peixes podem utilizar o folhço submerso para abrigo, como bagres (Siluriformes, Cetopsidae: *Helogenes marmoratus*, Pimelodidae: *Nemuroglanis* spp.) e sarapós (Gymnotiformes Hypopomidae: *Microsternarchus bilineatus* e *Steatogenys duidae*), ou alimentando-se da fauna de invertebrados associada (e.g. Perciformes, Cichlidae: *Apistogramma* spp.). Deste modo, o desmatamento e a não preservação da zona ripária, podem causar sérios danos à integridade das comunidades dos riachos tropicais (Angermeier & Karr, 1984).

O processo de colonização é especialmente importante nesta situação pois envolve disponibilidade e seleção de habitat, e depende da densidade da fauna nos habitats de origem, das características do habitat a ser colonizado, da abundância de habitats vizinhos, da mobilidade da espécie colonizadora e da competição específica (Elouard, 1988). Investigações desse processo ao longo do tempo podem representar uma ótima ferramenta para avaliações da intensidade do efeito de fragmentação neste sistema. Assim, procuramos entender como as alterações da cobertura vegetal afetam a ictiofauna associada ao folhço submerso, quantificando, ao longo do tempo, as taxas de colonização em igarapés com diferentes níveis de alteração da cobertura florestal.

2. Métodos

O trabalho foi realizado em três fazendas na área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF): Dimona, Porto Alegre e Esteio, localizadas 80 km ao norte de Manaus. Os pontos de coleta foram distribuídos em 20 igarapés com diferentes porcentagens de cobertura vegetal de entorno (mata primária, capoeiras e pasto).

As características da cobertura florestal para cada igarapé foram obtidas a partir de Imagens LANDSAT TM da área de estudo.

A paisagem foi classificada em floresta, capoeira e pastagem. Com estes dados, calculamos a porcentagem dos componentes da paisagem no entorno de cada igarapé, ao longo de trechos de 300m, em faixas com larguras de 50, 100, 150, 200 e 250m. A definição destas zonas tampão ("buffers") foi realizada com uso do programa IDRISI 32.

Para o estudo da colonização foi montado um experimento dentro dos 20 igarapés, com armadilhas em forma de sacos de colonização constituídos por conjuntos de folhas secas envoltas por redes de nylon (malha 25mm) amarradas nas duas extremidades. Todos foram compostos pelo mesmo tipo de folha, uma vez que o objetivo deste trabalho não foi avaliar a preferência pelo tipo de material que compõe o substrato. O tamanho padrão dos sacos é de 40cm de comprimento por 15cm de diâmetro, com aproximadamente 40g de folhas de *Vismia japurensis* (Clusiaceae). Cada igarapé teve 12 sacos de colonização instalados a cada 25-30m de distância, sendo seis localizados em áreas de remanso e seis em correnteza. Estes foram posicionados junto ao fundo e o mais próximo da margem direita dos igarapés, com o auxílio de estacas de madeira presas às extremidades dos sacos e uma corda de nylon presa em raízes ou caules próximos à margem. Os sacos foram retirados de cada igarapé com uso de um cano de PVC com uma das extremidades fechada por uma rede de malha fina, funcionando como um coletor. Quatro sacos de cada um dos tratamentos (correnteza e remanso), foram retirados em intervalos de 30, 60 e 90 dias após a instalação. Todo este processo foi realizado no período de 27 de janeiro a 28 de maio. Os sacos retirados em cada intervalo de tempo foram escolhidos por sorteio e o material triado em campo; os exemplares de peixes coletados foram fixados em formol 10% e serão armazenados na Coleção de Peixes do INPA.

Para avaliar a relação entre a porcentagem de cobertura florestal no entorno dos igarapés a 50 e 100 metros das margens, a colonização (presença ou ausência de indivíduos nos sacos de colonização de cada igarapé) e o microhabitat (remanso e correnteza), foi utilizada a técnica de regressão logística. A mesma técnica foi empregada para a relação entre porcentagem de cobertura florestal, colonização e tempo (30, 60 e 90 dias). As relações colonização x microhabitat e colonização x tempo, também foram avaliadas com uso de Teste G. Toda a análise dos dados foi realizada com uso do programa SYSTAT 9.0.

3. Resultados

Na análise do efeito da cobertura vegetal na colonização do folhço por peixes em função do microhabitat, a única relação significativa ($p < 0,05$) e positiva foi para correnteza com zona tampão de 50m ($G = 6.556$; $gl = 1$; $p = 0.01$). Deste modo, em áreas de correnteza, a colonização foi maior à medida que a porcentagem de mata primária no entorno do igarapé aumentou, ou seja, a probabilidade de colonização em correnteza, para igarapés que percorrem áreas de floresta primária é maior. A relação entre colonização e microhabitat mostrou que o número de igarapés colonizados nos remansos (14) foi maior que na correnteza (4) ($G = 10.2$; $gl = 1$; $p = 0.001$). Não houve diferença nas taxas de colonização entre os intervalos de coleta de 30, 60 e 90 dias ($G = 3.797$; $gl = 2$; $p = 0.150$). Contudo, ao analisarmos a relação entre colonização e cobertura florestal para cada intervalo de tempo (zona tampão de 50m), encontramos que a probabilidade de colonização para os primeiros 30 dias aumenta com a porcentagem de vegetação de floresta primária no entorno do igarapé ($G = 5.398$; $gl = 1$; $p = 0.02$).

4. Conclusão

Na tentativa de esclarecermos a dinâmica de peixes em alguns igarapés de terra firme, que associam-se às folhas acumuladas no fundo destes corpos d'água, demonstramos que dependendo do local onde estas folhas caem, a taxa de colonização pode ser diferente. Em áreas de remanso, onde a água tem menor velocidade, a colonização foi maior e independente do tempo. Não somente a

presença das folhas está relacionada com a manutenção da estrutura da comunidade de peixes (Bojsen & Barriga, 2002), mas também as características dos bancos de liteira. Estes mantêm uma fauna específica de invertebrados e vertebrados, aquáticos e semi-aquáticos dependentes das áreas de remanso. Neste tipo de microhabitat, com baixa velocidade da água (importante agente de fragmentação foliar), a estrutura das folhas é mais conservada quando comparada à da correnteza. A retirada da vegetação ripária causa mudanças na arquitetura dos igarapés, alterando sua complexidade estrutural natural (Hixon & Beets, 1989; Uieda & Kikuchi, 1995), e por isto pode afetar a disponibilidade de microhabitats. Deste modo, quando observamos maior probabilidade de colonização em ambientes de correnteza em igarapés com a vegetação ripária preservada, podemos na realidade estar medindo o efeito da maior disponibilidade deste tipo de microhabitat nos igarapés onde a heterogeneidade estrutural é mantida. Cursos d'água que já sofrem com a fragmentação florestal, tendo seus leitos lentamente assoreados e recebendo menor aporte de material originado da vegetação, como troncos e galhos, que contribuem para formação de ambientes de correntezas em riachos com pouca declividade, podem estar apresentando um dos primeiros indicadores do processo de fragmentação que é a perda de habitat (Sizer, 1992). Deve-se atentar para o fato de que a relação entre a colonização e a cobertura florestal foi significativa somente para a faixa de 50 m de distância do igarapé. Isto indica a elevada dependência do sistema aquático com vegetação ripária. Este resultado é muito importante para efeito de conservação, pois reforça a necessidade de preservação da faixa de 30 m da vegetação no entorno de igarapés com até 10m de largura.

A maior colonização inicial em igarapés que percorrem áreas de floresta primária possivelmente representa uma resposta direta das populações de peixes nesses ambientes, pois as que estiverem em equilíbrio terão maior probabilidade de colonizar prontamente novos ambientes (Golani & Diamant, 1999). Esta hipótese poderia ser testada por meio de estudos populacionais das espécies colonizadoras de folhço. De qualquer modo, fica claro que a comunidade de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central é dependente da vegetação ripária, já que muitas espécies deste grupo estão fortemente associadas ao material carreado da floresta e portanto susceptíveis às perturbações que nela ocorrem (Angermeier & Karr, 1984). A preservação das áreas ainda florestadas, principalmente nas cabeceiras das bacias hidrográficas, contribuirá com a preservação da fauna aquática em escala local e regional na Amazônia.

5. Referências Bibliográficas

Angermeier, P. L.; Karr, J. R. (1984). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In: Zaret, T. M., ed. *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes*. Netherlands, Dr. W. Junk Publishers, The Hague, p.39-57.

Bojsen, B. H.; Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Fresh. Biol.*, 47: 2246-2260.

Elouard, J. M. (1988). Cinétique de colonisation des substrats flotants par le stades preimaginaux de Simulies (Diptera: Simuliidae). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 21: 207-220.

Gascon, C.; Bierregaard Jr, R. O.; Laurance, W. F.; Rankin-de Mérona, J. M. (2001). Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. In: Bierregaard, R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E. and Mesquita, R. C. G. (eds) *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press New Haven & London, p.22-30.

Golani, D.; Diamant, A. (1999). Fish colonization of an artificial reef in the Gulf of Elat, northern Red Sea. *Environ. Biol. Fishes*, 54: 275-282.

Henderson P. A.; Walker, I. (1986). On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. *Journal of Tro-*

pical Ecology, 2: 1-16.

Hixon, M. A.; Beets, J. P. (1989). Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull. Marine Sci.*, 44(2): 666-680.

Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters*. 3rded; Chapter 22, *The Ecosystem*. Liverpool University Press. 555p.

Lima, M. G.; Gascon, C. (1999). The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91: 241-247

Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Edusp, São Paulo-SP, 535p.

Mendonça, F. P. de. (2001). *Ictiofauna de terra firme: estrutura das comunidades de duas bacias hidrográficas, Reserva Florestal Ducke, Amazônia Central, Manaus*. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus, AM. 43pp.

Nessimian, J. L.; Dorvillé, L. F. M.; Sanseverino, A. M.; Baptista, D. F. (1998). Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, 15: 35-50.

Sabino, J.; Zuanon, J. (1998). A stream fish assemblage in Central Amazônia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 8(3): 201-210.

Sizer, N. C. (1992). *The impact of edge formation on regeneration and litterfall in a Tropical rain forest fragment in Amazonia*. Ph.D. Thesis, University of Cambridge, Cambridge.

Uieda, V. S.; Kikuchi, R. M. (1995). Entrada de material alóctone (detritos e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. *Acta Limnol. Brasil.*, 7: 105-114.

Walker, I. (1995). Amazonian streams and small rivers. pp. 167-193. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M., Matsumura-Tundisi, T. (Eds). *Limnology in Brazil*. Soc. Bras. de Limnologia/Acad. Bras. de Ciências.

(Agradecimentos ao PDBFF pelo apoio logístico e financeiro, ao WWF-Brasil e à CAPES pelo apoio financeiro e aos mateiros Ocirio e Júnior pela disposição no trabalho).

Influência da quantidade de perífiton sobre a fauna associada a macrófitas flutuantes do Lago Catalão – AM.

Ana Cristina Leite Menezes^a & Carlos Araújo-Lima^b

^a Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/PPG (anacris@inpa.gov.br)

^b Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA

1. Introdução

As várzeas são planícies aluviais, onde há inundações anuais de água barrenta, rica em nutrientes, cobrindo extensas áreas de solo. Tal área compreende vários ambientes naturais que são verdadeiros ecótonos (Esteves, 1998). Sua característica ecológica inerente faz da várzea um habitat que favorece o desenvolvimento de várias espécies, sendo as comunidades de macrófitas aquáticas um dos principais integrantes desse ecossistema (Gonçalves, 2001). As macrófitas são de grande importância na cadeia de animais herbívoros e detritívoros, tanto no meio aquático, quanto no terrestre. Os maiores valores de diversidade de invertebrados aquáticos são encontrados exatamente em comunidades de macrófitas de água branca (Junk, 1997), isso por que podem servir à fauna colonizadora como substrato para desova e refúgio, além de servir como base nutritiva (Sculthorpe, 1985; Junk, 1973 e 1997).

A importância do plâncton e da alga perifítica existente nas macrófitas para a cadeia alimentar nas áreas alagáveis amazônicas não foi ainda quantificada (Junk, 1973). Este autor considera o

perifiton e fitoplâncton como a principal fonte de alimento para o perizoon vivente na zona radicular das macrófitas aquáticas. A comunidade de perizoon é fortemente influenciada pela quantidade de material inorgânico suspenso, concentração de oxigênio na zona radicular e disponibilidade de alimento (Junk, 1997).

Com base na composição complexa da fauna, Junk (1973) afirma que as oscilações dos fatores ecológicos, a curto prazo, são melhor visualizadas no número de indivíduos do que na biomassa. Isso é explicado pelo fato de as gerações mais rápidas, ou seja, mais adaptadas às variações do ambiente, influenciam antes o número de indivíduos, devido ao tamanho reduzido, do que a biomassa. Assim, o principal objetivo deste trabalho foi verificar qual a influência do perifiton sobre a fauna associada a macrófitas flutuantes.

2. Métodos

O experimento foi realizado no Lago Catalão localizado a 15 Km ao Sul da cidade de Manaus e foi iniciado com a construção de duas coberturas de polietileno preto no tamanho de 2x2m, as quais foram postas sobre bancos de macrófitas flutuantes, a fim de eliminar o perifiton existente nas raízes macrófitas. Os bancos de macrófitas foram escolhidos aleatoriamente, e foram escolhidas ainda, locais próximos que estavam submetidos às mesmas condições ambientais para servir de controle. Tais bancos eram constituídos das seguintes espécies de macrófitas: *Eichhornia crassipes*, *Paspalum repens*, *Pistia estratiotis*, *Phyllanthus fluitans*, *Ceratopteris pteridoides*, *Salvinia uriculata* e *Azolasp.*

A concentração de oxigênio dissolvido foi medida da mesma forma para controle e situação (com perifiton e sem perifiton, respectivamente) durante cinco dias, em mg de O₂/L, com o auxílio de um oxímetro da marca WTW Multiline P₃, utilizando-se um cabo de madeira com 1,5m como extensor, a fim de medir o oxigênio por baixo da cobertura de polietileno e verificar a produção das algas.

Para a determinação qualitativa e quantitativa da fauna associada, as macrófitas foram coletadas com o auxílio de rapichê, com cinco lances para cada tratamento, uma vez por dia, durante cinco dias. Em seguida, foram armazenadas em sacos plásticos e levadas para o Flutante do INPA, onde foram lavadas para a retirada dos organismos ali existentes, os quais foram transferidos para pequenos frascos com formol a 10%. Em seguida, os organismos foram quantificados e identificados com o auxílio de especialistas. A análise estatística utilizada foi ANCOVA, caso houvesse diferença significativa (P< 0,05), seria realizado teste de Tukey, para a análise dessa diferença. A metodologia foi baseada no trabalho de Junk (1973).

3. Discussão e Resultados

As espécies de peixes encontradas foram *Miliosoma duriventre* (Serrassalmidae), *Serrassalmus elongatus* (Serrassalmidae) e *Hemigramus sp.* (Characidae). Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas (P< 0,05) no número de peixes entre os tratamentos, controle (com perifiton) e situação (sem perifiton). De acordo com Junk (1997), muitas espécies que habitam as macrófitas aquáticas costumam se alimentar de perizoon, perifiton, entre outros, como é o caso do *Miliosoma duriventre*. Porém no presente trabalho, mesmo no experimento onde o perifiton foi eliminado (situação), não foi observado qualquer influência deste fator sobre a ictiofauna associada às macrófitas.

Foram coletadas e identificadas 7 ordens de invertebrados associados aos bancos de macrófitas num total de 151 indivíduos, com 54,3% para o controle e 45,7% para a situação. As ordens encontradas foram classificadas como invertebrados detritívoros: Coleoptera, Hemiptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Ostracoda e Lepdoptera. Não foram encontradas diferenças significativas na quantidade desses organismos entre os tratamentos, controle e situação. A ordem mais abundante foi Hemiptera, correspondendo a 35% dos indivíduos coletados no controle e Ostracoda com 29% dos invertebrados detritívoros coletados na situação.

Por estes organismos apresentarem hábito alimentar detritívoro,

era esperado que com a diminuição da quantidade de perifiton devido à cobertura, fosse também reduzida a quantidade de indivíduos, porém isto não foi observado neste trabalho. Provavelmente, o curto período de realização do experimento não permitiu observações precisas sobre a relação existente entre perifiton e os invertebrados detritívoros. Para analisar a influência da diminuição da quantidade de perifiton sobre a fauna de invertebrados detritívoros devido à cobertura que impedia a penetração de radiação, foi realizada uma Regressão. Embora o resultado tenha demonstrado uma pequena tendência na diminuição da quantidade de indivíduos capturados com o decorrer dos dias, o tempo de duração do experimento foi insuficiente para determinarmos a importância do perifiton para as ordens de invertebrados capturadas nas macrófitas aquáticas.

No grupo dos Moluscos, também não foi observado diferenças significativas no número de indivíduos entre os tratamentos (P<0,05). Foram coletados neste grupo somente representantes dos Gastropoda. Os moluscos representaram cerca de 25% dos invertebrados detritívoros coletados (151 indivíduos), apresentando-se distribuídos de maneira homogênea nos dois tratamentos. Embora estes organismos se alimentem dos detritos existentes nas raízes das macrófitas aquáticas (Junk, 1997), neste trabalho, não foram observadas diferenças significativas (P<0,05) na sua quantidade em relação ao perifiton.

Junk (1973) afirma que nas ilhas de macrófitas flutuantes com vários anos de idade, é possível que o nível de oxigênio torne-se um fator limitante para a fauna aquática dessas áreas. As concentrações de oxigênio observadas neste estudo apresentaram pequena variação entre os tratamentos, o controle e a situação, 3,17 a 5,75 e de 1,07 a 4,55, respectivamente. Assim, é provável que não tenha ocorrido influência direta deste parâmetro sobre a fauna associada às macrófitas. Foi possível apenas observar uma pequena redução na concentração de oxigênio na situação, devido à cobertura que impediu a radiação solar, dificultando o processo de fotossíntese.

4. Conclusão

De acordo com os dados obtidos neste trabalho, relativos à comunidade de organismo aquáticos, principalmente os invertebrados, pode-se dizer que as macrófitas aquáticas são um substrato importante para essa fauna em ambientes de várzea, pois a composição faunística é muito diversificada. Neste experimento, entretanto, não foi possível observar diferenças significativas entre a quantidade de organismos coletados no controle e na situação. Acreditamos porém, que se aumentarmos o período experimental, será possível determinar a relação existente entre a comunidade perifítica e a fauna associada às macrófitas aquáticas.

5. Bibliografia

- Esteves, F. A. (1998). Fundamentos de Limnologia. 2ª edição. Rio de Janeiro (Brasil). Interciência: p.602.
- Gonçalves, A. C. L. C. (2001). *Caracterização da fauna de invertebrados aquáticos associada às raízes de Eichhornia crassipes no baixo Solimões (Amazônia Central) e sua potencial utilização na avaliação do impacto ambiental de acidentes com petróleo*. Relatório Final de Estágio. Universidade do Porto-UP e Universidade Federal do Amazonas – UFAM: 39 p.
- Junk, W. J.; Robertson B. A. (1997). Aquatic Invertebrates. In: *The Central Amazon Floodplain. Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, (126): 279-298.
- Junk, W. J. (1973). Investigations on the ecology and production biology of the "floating meadows" Paspalo-Echinochloetum on the Middle Amazon. I. The floating vegetation and its ecology. *Amazoniana* 2 (4): 449-495.
- Ward, J. V. (1992). *Aquatic Insect Ecology* – 1. Biology and habitat. New York (USA). John Wiley & Sons: 348 p.
- Sculthorpe, C. D. (1985). The biology of aquatic vascularplants. *Germany, Koltz Scientific Books*. 610 p.

O estágio de amadurecimento e o peso dos frutos de *Averrhoa carambola* L. (Oxalidaceae) afeta a comunidade de insetos e o nível de infestação em um pomar?

Andréia Borghetti Falleiros^a, Wedson Desidério Fernandes^{a,b} & Josué Raizer^c

^aPrograma de Mestrado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade, UFMS, Rodovia Dourados-Itahum, Km12, CEP 79804-970, Dourados – MS. (anbofa@hotmail.com),

^bDepartamento de Ciências Biológicas, Campus de Dourados/UFMS. (wedson@ceud.ufms.br), ^cPós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas, SP

1. Introdução

Insetos fitófagos destacam-se como pragas, especialmente em regiões tropicais, onde a diversidade vegetal e a disponibilidade contínua de hospedeiros possibilitam a maior expressão de sua capacidade reprodutiva e colonizadora (Ferreira, 2000). Várias espécies de insetos podem atacar os frutos carnosos de angiospermas e vários exemplos podem ser encontrados entre os besouros e as moscas-das-frutas (Ooi *et al.*, 2002, Zucchi, 2000 e Teles, 2000). A carambola, *Averrhoa carambola* L. (Oxalidaceae), é um fruto carnoso, de contorno ovóide a elipsóide, com cinco reforços longitudinais pronunciados formando estrelas em corte transversal, medindo de 5 a 12,5cm de diâmetro (Guindaste, 1993). Sua árvore mede de 5 a 12m de altura, crescendo bem em clima tropical e subtropical, onde florescem abundantemente (Ooi *et al.*, 2002). A maioria das informações sobre as pragas que atacam este fruto é proveniente do sudeste da Ásia e da Austrália. Para a América do Sul, há registros de *Bactrocera carambolae* (Drew e Hancock) (Diptera: Tephritidae) atacando frutos (Zucchi, 2000 e Teles, 2000). Neste trabalho a comunidade de insetos que atacam os frutos da *A. Carambola* foi avaliada quanto aos estágios de maturação e ao peso dos frutos.

2. Métodos

Os dados foram coletados de 16 a 23 de setembro de 2002, no pomar do Núcleo de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Dourados, MS. Este pomar, que nunca sofreu nenhum tipo de controle químico, era composto por várias espécies de plantas com frutos carnosos, além de cinco árvores de carambola. Para a coleta dos insetos, vinte frutos de cada estágio de maturação (imaturado, maduro e podre) foram colhidos aleatoriamente entre as cinco árvores de carambola. Os frutos eram ensacados individualmente, coletados e transportados ao laboratório, onde foram pesados, umedecidos com éter e colocados dentro de sacos plásticos durante 5 minutos para anestesiá-los os insetos. Os frutos eram então retirados dos sacos, abertos e todos os insetos visíveis a olho nu foram transferidos para potes com álcool 70%. As larvas encontradas foram identificadas ao nível de ordem e os insetos adultos identificados com auxílio de chaves para famílias (CSIRO, 1991) e separados em morfoespécies.

A quantidade de insetos nos frutos foi calculada através do índice de infestação (Bressan e Teles, 1991), expresso pelo número total de larvas ou adultos por fruto e número total de larvas ou adultos por quilo de fruto. Para avaliar a composição de espécies foi usada a técnica de ordenação de escalamento multidimensional híbrido (Faith *et al.*, 1987). A partir de uma matriz de abundâncias relativas das espécies foi calculado o índice de associação de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957) para obter a matriz de distância entre as amostras (frutos) da comunidade de insetos. O efeito do peso e do estágio de maturação dos frutos sobre a composição de espécies (ordenação das amostras em duas dimensões) foi verificado a partir do modelo de análise multivariada de covariância (MANCOVA), usando a estatística Pilay Trace.

3. Resultados

Foram encontrados 7938 insetos dentro dos frutos, sendo 7202

adultos de sete morfoespécies das ordens Diptera, Coleoptera e Hymenoptera e 736 larvas de Diptera, Coleoptera e Lepidoptera. Os coleópteros adultos da família Nitidulidae foram os insetos mais abundantes nos frutos, com 7093 (89,35%), sendo os principais frugívoros de carambola neste pomar.

Os índices de infestação de frutos maduros e podres foram maiores que aqueles registrados na literatura (Teles, 2000 e Bressan e Teles, 1991), enquanto esta diferença não foi verificada para frutos verdes. Entre os estágios de maturação, os frutos podres apresentaram maiores índices de infestação tanto por biomassa (6224,99 indivíduos/Kg) quanto por fruto (355,55 indivíduos/fruto). A composição de espécies de insetos infestantes, representada pela ordenação (escalamento multidimensional híbrido) dos frutos em duas dimensões, variou significativamente entre os estágios de maturação (MANCOVA, Pilay-Trace=0,94; gl=4 e 112; p<0,001) mas não foi afetada pelo peso dos frutos (MANCOVA, Pilay-Trace=0,06; gl=2 e 55; p=0,211).

4. Conclusão

Um processo sucessional pode explicar as variações registradas nos índices de infestação e na composição de espécies de insetos. Os frutos em amadurecimento sofrem a oviposição das espécies de moscas-das-frutas, o que agiliza o processo de apodrecimento liberando uma maior quantidade de odores característicos, como o de fermentação. Os odores atraem os nitidulídeos, que através do feromônio de agregação aumentam rapidamente sua população, acelerando o apodrecimento dos frutos (Bishop, 1998), já que os besouros desta família podem ter seus corpos cobertos com fungos prejudiciais à planta, que algumas vezes são mais destrutivos que o próprio besouro (Morse, 1998).

Assim o fruto torna-se um ambiente em sucessão transitória, onde as moscas-das-frutas são as espécies pioneiras que modificam o ambiente facilitando o estabelecimento dos nitidulídeos. O estudo dos padrões das comunidades de insetos frugívoros é necessário ao entendimento dos fatores que determinam esses padrões, principalmente para insetos que atacam frutos de interesse comercial, podendo servir de base para pesquisas sobre controle biológico.

5. Referências Bibliográficas

- BISHOP, R.J. (1998). Aggregation Pheromones of Sap Beetles (Nitidulidae: Coleoptera). (<http://www.idealibrary.com/links/doi/10.1006/ambe.1998.0888>).
- BRAY, J.R.; CURTIS, J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- BRESSAN, S.; TELES, M. C. (1991). Lista de hospedeiros e índices de infestação de algumas espécies do gênero *Anastrepha* Schiner, 1868 (Diptera: Tephritidae) na região de Ribeirão Preto – SP. *Anais da Sociedade de Entomologia do Brasil* 20:5-15.
- C.S.I.R.O. (1991). *The Insects of Australia*. 2ªed. New York, Cornell University Press, 1174p.
- FAITH, D.P.; MINCHIN, P.R.; BELBIN, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69:57-68.
- FERREIRA, G. A. (2000). *Moscas frugívoras (Diptera: Tephritidae) em cagaita (Eugenia dysenterica D. C.) nos cerrados de Goiás*. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, 80p.
- MORSE, R. (1998). Nitidulids. Beeculture. (<http://www.beeculture.com/beeculture/months/98nov/98nov4.html>).
- OVI, P. A. C., WINOTAI, A. & PEÑA, J. E. (2002). Pest of minor tropical fruit. In: PEÑA, J. E., SHARP, J. L. WYSOKY, M. (eds.) *Tropical fruit pests and pollinators*. CAB International, 315-331.
- SELIVON, D. (2000). Biologia e padrões de especiação. In: Malavasi, A. e Zucchi, R. A. (Eds) *Moscas-das-frutas de importância econômica no Brasil: Conhecimento básico e aplicado*. Holos-FAPESP, Ribeirão Preto, SP, pp25-28.

TELES, B. R. (2000). *Ocorrência e flutuação populacional de espécies de moscas-das-frutas e parasitóides com ênfase para o gênero Anastrepha (Diptera: Tephritidae) na Amazônia Brasileira*. Tese de Doutorado, Fundação Universidade do Amazonas – UA e Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus – Am, 156p.

ZUCCHI, R. A. (2000). Espécies de *Anastrepha*, sinonímia, plantas hospedeiras e parasitóides. In: Malvasi, A. e Zucchi, R. A. (Eds) *Moscas-das-frutas de importância econômica no Brasil: Conhecimento básico e aplicado*. Holos-FAPESP, Ribeirão Preto, SP, pp41-48.

Fitossociologia de um Estrato Arbóreo com Ênfase nas Espécies Utilizadas pelos Setores Madeireiros e Moveleiros, Município de Alta Floresta-MT, Brasil.

Antonio Francisco Malheiros^a Victor Luiz Duarte Rigotti^a

^aDepartamento de Ciências Biológicas – Campus Universitário de Cáceres - Universidade do Estado de Mato Grosso – Unemat' malheiros@unemat.br

1. Introdução

A Amazônia brasileira com um terço das florestas tropicais do mundo (Uhl *et al.* 1998), ocupa o primeiro lugar na produção brasileira de madeira dura tropical. Em torno de 3% da madeira em tora produzida é oriunda de florestas manejadas (Veríssimo & Amaral, 1996).

A área total do Estado de Mato Grosso é de 906.806 km², dos quais, 468.233 km² fazem parte da floresta amazônica. Nessa área da Amazônia Legal mato-grossense, 125.023 km² já haviam sido desmatadas até 1997, ou seja, 14% do total desmatado na região amazônica. Em Mato Grosso, como em qualquer outro Estado amazônico, praticamente não há nenhum plano de manejo florestal que possa atender plenamente as exigências dos Decretos 1.282 e 2.788 (que regulamentam o manejo florestal sustentável na Amazônia) e nem aos indicadores de sustentabilidade prescritos nos diferentes acordos internacionais assumidos pelo Governo brasileiro. A sustentabilidade do recurso florestal é importante para perenização e sobrevivência da atividade madeireira. O potencial florestal disponível de Mato Grosso é de 40 milhões de metros cúbicos (Governo do Estado de Mato Grosso, 1999), sendo que, na safra de 1996-97, o Estado foi o segundo maior produtor (9,8 milhões m³ de madeira em toras) de madeira tropical do Brasil, perdendo apenas para o Estado do Pará (11,9 milhões m³) (Nepstad *et al.* 1999). Segundo Governo do Estado de Mato Grosso (1999), 85% das espécies vegetais existentes na Amazônia são desconhecidas pelo mercado.

2. Métodos

Alta Floresta-MT originou-se do Projeto de colonização da INDECO S/A (Integração Desenvolvimento e Colonização), implantado ao norte do Estado de Mato Grosso por volta de 1979. A exploração das florestas naturais para implantação de projetos agropecuários incentivados pelo governo, visando a colonização naquela região, realizada pela INDECO S/A, desde 1976, incluía cultivo de café, cacau, guaraná, castanha-do-pará (extrativismo), feijão, arroz, milho e industrialização da madeira (serrada e laminada) (Centro de Tecnologia Mineral – CETEM, 1991). O estudo foi desenvolvido na Fazenda Caiabi, localizada à latitude 09°56'40"S e longitude 56°20'10"W, ocupando uma área de 12.000 ha, situada à, aproximadamente, 28 km a Oeste do município de Alta Floresta, e este à 800 km ao norte de Cuiabá-MT, onde estão ligadas pelas rodovias BR 163 e MT 208. A fazenda está limitada pelo rio Santa Helena a leste, e pelo córrego do Neguinho ao sul.

Utilizou-se duas parcelas de 100x100m, denominadas de área A e B, com uma distância de 100m entre elas, situadas em platô. Nas duas parcelas de 100x100m, totalizando uma área amostral de dois hectares, todos os indivíduos com DAP ³ 10 cm foram identificados, anotadas as medidas de circunferência e altura do fuste. A

medida para altura total (altura do fuste + altura da copa) dos indivíduos foi realizada apenas na área B. As alturas foram estimadas com o auxílio de um clinômetro. Para as medidas do diâmetro utilizou-se uma suta e/ou fita diamétrica. Para a identificação das plantas, os materiais estéril ou fértil foram coletados e anotados os nomes vulgares fornecidos por um assistente de campo. Todo material coletado foi identificado através de literatura especializada (Ribeiro *et al.* 1999a; INPA/CPPF, 1991; Pott & Pott, 1994; Lorenzi, 1992; Joly, 1991), e por profissionais dos herbários da UFMT e do INPA. As exsicatas foram depositadas no herbário da UFMT.

Foram realizadas entrevistas com os presidentes dos sindicatos dos madeireiros e moveleiros do município de Alta Floresta-MT, para averiguação das espécies madeireiras mais comercializadas na região.

3. Resultados e Discussão

As espécies madeireiras com potencial comercial encontradas no estrato arbóreo deste levantamento possuem poucos números de indivíduos, bem como um baixo valor para IVI. Entre as espécies que são utilizadas na região de Alta Floresta-MT, apenas o Guarantã (*Lecythis retusa*) obteve um valor expressivo quanto ao número de indivíduos, com 64, seguido da Amesca (*Tetragastris altissima*), atingindo 51 árvores, e da Morcegueira (*Andira fraxiniifolia*), com 45 indivíduos, nos dois hectares deste trabalho. Para os valores de importância (IVI) das espécies, *Lecythis retusa* (Guarantã), apresentou o maior valor dentre todas outras consideradas comerciais na região, atingindo 17,44. Em Carajás e Marabá-PA, (Ribeiro *et al.* (1999b) destacam o Breu Vermelho (*Protium* sp.), como a mais importante dentre as espécies comerciais. Ressaltam ainda que a região de Carajás e Marabá-PA apresentam um grande número de espécies com IVI baixo, confrontando com os dados deste trabalho. Os indivíduos que apresentaram os valores mais altos de diâmetro, neste levantamento, não são considerados potencialmente econômicos, como é o caso da Garapeira (*Apuleia* sp. 4) com 127, Catuaba (*Zamia ulei*), com 122, e Cajueiro (*Anacardium* sp.), com 108 de DAP. Em Presidente Médici-RO, Maciel & Lisboa (1989) comentam que não foi observada a ocorrência de espécies fornecedoras de madeira nobres, como a Cerejeira (*Torresia acreana* Ducke) e o Mogno (*Swietenia macrophylla* King), o que normalmente acontece em áreas florestais de Rondônia. Analisando as espécies e suas respectivas volumetrias individuais, Salomão & Lisboa (1988), trabalhando em Ji-Paraná-RO, perceberam tratar-se de uma floresta economicamente viável à exploração madeireira manejada e planejada. Várias espécies são aproveitadas na economia da região de São Luís do Remanso, no Acre (Amaro, 1993); algumas são utilizadas na fabricação de móveis como o Cedro (*Cedrela odorata*), Cerejeira (*Torresia acreana*), Maracatiara (*Astronium lecointei*), Cumarú Ferro (*Dipteryx magnifica*), Mogno (*Swietenia macrophylla*) e Samaúma (*Celiba* sp.), outras na produção de papel, celulose, artesanato e carvão vegetal, como a Taboca (*Guadua* sp.), e outras para a produção de borracha como a Seringueira (*Hevea brasiliensis*). Santos (1988) realizou um trabalho no Amazonas e apresentou que as principais espécies consumidas pelas serrarias eram a Jacareúba, Louro inhamui e Ucuúba. Demonstra ainda as principais espécies consumidas pelas fábricas de laminados e compensados: Ucuúba, Copaíba, Muiratinga e Sumaúma.

4. Conclusão

O presente estudo destaca a vegetação de Alta Floresta com pouca diversidade, uma alta densidade, e uma dominância expressiva da espécie *Helicostylis podogyne* Ducke e do gênero *Cecropia* sp. na comunidade, sendo, portanto o inverso para as florestas da Amazônia apresenta um baixo número de indivíduos com potencial madeireiro.

Para que se possa, de forma mais expressiva, ter uma caracterização das florestas do Mato Grosso, em especial as pertencentes à Amazônia Legal Brasileira, deve-se aumentar o número das amostras, procurar identificar o maior número de plantas em nível específico, de modo mais cauteloso e com maior intervalo de tempo, pois leva-se em consideração a fenologia reprodutiva das espécies. Também devem ser estudadas com afinco as interações entre a

composição florística e os fatores ambientais, como clima, solo e pluviosidade. Todos esses parâmetros são muito importantes para a obtenção de informações a respeito do bioma, buscando definir critérios que forneçam subsídios para a conservação do meio ambiente florestal, inserindo unidades como as territoriais de manejo florestal com rendimento madeireiro sustentado e fins extrativistas, e na utilização racional dos recursos naturais.

Há uma carência, na região, de técnicas e profissionais qualificados no uso da terra, além da falta de conhecimentos da estrutura vegetacional, cujas informações podem auxiliar em programas silviculturais como na elaboração de um plano de manejo florestal em áreas que estejam em condições semelhantes.

A atividade madeireira nos moldes em que se desenvolve, contribui também no processo de degradação ambiental, devido às dificuldades que o setor tem para se adaptar às exigências ambientais e de cumprí-las na sua plenitude.

5. Referências Bibliográficas

Amaro, M. A. 1993. Inventário Florestal do Projeto de Assentamento Extrativista São Luís do Remanso. In: *1º Congresso Florestal Panamericano – 7º Congresso Florestal Brasileiro*. Anais. Trabalhos voluntários e posters. Curitiba, Paraná. 1: 367-371.

Centro de Tecnologia Mineral – CETEM. 1991. *Diagnóstico Preliminar dos Impactos Ambientais Gerados por Garimpos de Ouro em Alta Floresta/MT – Um Estudo de Caso*. Secretaria de Ciência e Tecnologia da Presidência da República (DTA – Desenvolvimento de Tecnologia Ambiental)/CNPq. 124p.

Governo do Estado de Mato Grosso. 1999. *O Agronegócio da Madeira em Mato Grosso*. Câmara de Política de Desenvolvimento Econômico. Programa de Desenvolvimento (Versão para Discussão). 34p.

INPA/CPPE. 1991. *Catálogo de madeiras da Amazônia*. Características Tecnológicas; Área da Hidrelétrica de Balbina. Manaus. 163p.

Maciel, U. N. & Lisboa, P. L. B. 1989. Estudo Florístico de 1 Hectare de Mata de Terra Firme no Km 15 da Rodovia Presidente Médici - Costa Marques (RO-429), Rondônia. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Sér. Bot.*, 5(2): 25-37.

Nepstad, D.C., Veríssimo, A.; Alencar, A.; Nobre, C.; Lima, E.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; Potter, C.; Moutinho, P.; Mendonza, E.; Cochrane, M. & Brooks, V. 1999. Large-Scale Impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. *Nature*. 398:505-508.

Ribeiro, R. J.; Higuchi, N. & Azevedo, C. P. 1993. *Estudos Fitossociológicos nas Regiões de Carajás e Marabá-PA*. Monografia, UTAM, Manaus, Amazonas. 90p.

Ribeiro, R. J.; Higuchi, N.; Santos, J. dos & Azevedo, C. P. de. 1999b. Estudo Fitossociológico nas Regiões de Carajás e Marabá - Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 29(2): 207-222.

Salomão, R. de P. & Lisboa P. L. B. 1988. Análise Ecológica da Vegetação de uma Floresta Pluvial Tropical de Terra Firme, Rondônia. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Sér. Bot.*, 4(2): 195-233.

Santos, J. dos. 1996. *Análise de Modelos de Regressão para Estimar a Fitomassa da Floresta Tropical Úmida de Terra-Firme da Amazônia Brasileira*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais. 121p.

Uhl, C.; Barreto, P.; Veríssimo, A.; Barros, A. C.; Amaral, P.; Vidal, E. & Souza Jr., C. 1998. Uma abordagem Integrada de Pesquisa sobre o Manejo dos Recursos Florestais na Amazônia Brasileira. In: Gascon, C. & Moutinho, P. (Eds). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Manaus, Amazonas. p.313-331.

Veríssimo, A. & Amaral, P. 1996. Exploração Madeireira na Amazônia: Situação Atual e Perspectivas. *Fase/Sactes – DED/HBS*. Rio de Janeiro. (Série: Cadernos de Proposta; nº4). 52p.

Influência da topografia sobre a densidade de tocas de tatus na Amazônia Central, Brasil

Arteaga, M.C.; Venticinque, E.M.

(macla@inpa.gov.br; mariaclaraarteaga@yahoo.com)

1. Introdução

Entre os requerimentos dos animais nos habitats, o refúgio é um dos mais importantes e existem várias espécies que os constroem, como por exemplo os escavadores de tocas. Na região Neotropical, o principal grupo de vertebrados escavador de tocas são os tatus (ordem Xenarthra). A família Dasypodidae é constituída atualmente por 20 espécies que ocupam áreas desde o nível do mar até 3000 metros de altitude (Nowak, 1997). No Brasil, estão presentes 50% das espécies de Dasypodidae, com 4 delas, *Cabassous unicinctus*, *D. novemcinctus*, *Dasyus kappleri*, e *Priodontes maximus*, ocorrendo na Amazônia Central (Emmons, 1997). Estas espécies, além de disponibilizar novos habitat para outros organismos por meio das construções que fazem (Clark, 1951), são espécies intensamente utilizadas como alimento por populações humanas (Vickers, 1997) e são também reservatórios de doenças tropicais (Shaw, 1985).

Para tatus e em geral para vertebrados escavadores, a estrutura da toca varia entre e dentro das espécies, sendo que esta variação está principalmente relacionada com as características do solo (Andreson & Allred, 1964). Condições topográficas também podem ter influência no uso das áreas por estas espécies determinando parte da sua distribuição dentro do habitat.

Determinar o uso das áreas por espécies de tatus pode ser complicado devido a seus hábitos noturnos e solitários, mas como se tem feito com numerosas espécies de mamíferos escavadores (Carter & Encarnação, 1983; Moller *et al.*, 1997), o censo das tocas pode prover informação do uso das áreas e pode servir como medida de resposta a variáveis ambientais. Este trabalho investiga o efeito da declividade e altitude sobre a densidade de tocas de tatus em uma floresta de terra firme.

2. Método

O trabalho foi realizado a 80 km ao norte de Manaus, Amazonas, nas áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) (60° 00' W, 2° 20' S). A topografia é ondulada com diferenças de altitude média entre platôs e baixios de 40 a 50 m. Aproximadamente, metade da área é composta de terrenos inclinados, recortados por igarapés de primeira e segunda ordem. A altitude em relação ao nível do mar varia entre 80 e 100 m, comum para florestas amazônicas de terras baixas. Os solos são ácidos e pobres em nutrientes, arenosos ou argilosos conhecidos como latossolos amarelos. A precipitação anual varia de 1900 a 2500 mm, com estação seca de Junho a Outubro (Gascon & Bierregard, 2001).

A amostragem realizou-se especificamente em uma área de 1000x1000 m localizada em uma extensa zona de floresta contínua (reserva do Km 41 do PDBFF). Esta área possui demarcação com piquetes a cada 20 m para os quais se tem dados de altitude. Além disto, a área conta com um sistema de trilhas a cada 100 metros. Aproveitando este sistema, foram feitas 11 linhas de transecção, cada uma de 1000 m de comprimento por 5 m de largura (2.5 m a cada lado), percorridas a uma velocidade aproximada de 2 km/h. Ao longo delas foram procuradas tocas de tatu e para cada toca encontrada era medida a altura e largura da entrada. Também para cada toca era registrada sua localização dentro deste grid em função do piquete mais próximo.

Marsola (2000), fez o mapa do relevo desta área e a partir dele foi gerado o mapa de declividade no programa ArcView 3.2, módulo spatial Analyst. Nos mapas topográficos foram estimados o total de área em cada cota de altitude (de cinco em cinco metros) e o total de área em cada classe de declividade (três em três graus). Esses dados foram calculados para a área total de 1 km² e para a área amostrada (55.000m²).

A comparação entre o número de tocas em função da altitude

e declividade foi realizada por meio do uso do teste G no programa Systat 8.0 e assim, avaliou-se se existe preferência dos tatus por construir as suas tocas em determinados locais.

3. Resultados

A área amostrada (55.000 m²) representa fielmente a disponibilidade das cotas de altitude e dos graus de declividade do terreno na área total de 1 km². Acharam-se um total de 75 tocas de tatu ao longo das linhas de transecção. Encontrou-se diferenças no uso por parte dos tatus das cotas altitudinais (G= 21.1; p=0.012; g.l.=9) e no uso dos terrenos com diferente grau de declividade (G=18.5; p=0.017; g.l.=8). As áreas mais baixas (entre 50-60 m) tiveram maior número de tocas do que as áreas mais altas. Também ocorreu um número maior de tocas nas áreas com uma inclinação entre 14°-21° e 25°-28°.

Quanto às medidas da entrada das tocas, obteve-se uma altura média de 19.9 ± 4.64 e uma largura média de 23.36 ± 5.46.

4. Conclusão

O uso das áreas pelos tatus para construir as suas tocas não respondeu diretamente à disponibilidade destas, tanto nas cotas de altitude como nos diferentes graus de declividade do terreno, indicando que estas espécies tem preferências por áreas com certas condições topográficas.

As tocas achadas correspondem possivelmente a três das quatro espécies presentes nesta área, *C. unincinctus*, *D. novemcinctus* e *D. kappleri*. Afirma-se isto porque as medidas das entradas obtidas neste trabalho estão entre as registradas na literatura para essas espécies. Carter & Encarnação (1983) registraram para *C. unincinctus* tocas com uma altura na entrada de 15 cm e uma largura de 16 cm. Emmons (1997) registra um diâmetro de 25 cm para tocas de *D. kappleri* e MacDonough *et al.* (2000) registra para *D. novemcinctus* uma altura na entrada de 14.30 ± 2.69 cm e uma largura de 18.12 ± 4.27 cm. Mas existe uma grande dificuldade para definir a que espécie corresponde cada toca porque a variação nas medidas da entrada desta última espécie inclui as medidas registradas para as outras duas.

Os tatus usaram preferencialmente áreas baixas e inclinadas devido, possivelmente, à presença de solos mais fáceis de escavar e também porque, no geral, provêm acesso a água, que eles parecem requerer (MacDonough & Loughly 1997). Em relação à declividade, Zimmerman (1990) registrou para *D. novemcinctus* em Oklahoma o uso de terrenos com uma inclinação média de 16°. Enquanto Kinlaw (1999), reportou no centro da Florida esta mesma espécie fazendo tocas em áreas planas, que eram as mais abundantes. Carter e Encarnação (1983) registram a *C. unincinctus* usando terrenos com uma inclinação média de 7.9° e para *D. kappleri* não existe nenhum registro.

Para esta área da Amazônia, a topografia tem uma influencia clara sobre os tatus. Áreas mais inclinadas podem significar mecanicamente menor esforço de construção e quanto menor altitude, geralmente áreas de baixo, a porcentagem de areia é maior (Marsola, 2000) o que favorece também uma diminuição da energia investida na construção do refúgio. Os resultados deste trabalho indicam que informações sobre a topografia do terreno são bastante importantes para realização de estimativas sobre a densidade de tatus nas florestas de terra firme da Amazônia Central. No entanto, ainda é necessário mais estudos para compreender quais fatores relacionados com relevo estão direcionando a preferência de determinadas áreas por estas espécies.

Fonte Financiadora: Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF)

5. Referências Bibliográficas

Anderson A. O. & D. M. Allred. 1964. Kangaroo rat burrows at the Nevada Test Side. *Great Basin Naturalist* 24:93.
 Carter, T. S. & C. Encarnação. 1983. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. *Journal of Mammalogy* 64:103-108.
 Clark, W. K. 1951. Ecological life history of the armadillo in the eastern Edwards Plateau region. *American Midland Naturalist* 46: 337-358.

Emmons, L. H. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals* A field guide. Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago.

Gascon, C. & R. Jr. Bierregaard. 2001. The Biological Dynamics of Forest Fragments Project: The Study Site, Experimental Design and Research Activity. Pp. 31-46. *In: Lessons from Amazonia. The Ecology of a Fragmented Forest*. Bierregaard, R. Jr. Gascon, C., Lovejoy, T & R. Mesquita (eds). Yale University Press.

Kinlaw, A. 1999. A review of burrowing by semi-fossorial vertebrates in arid environments. *Journal of Arid Environments* 41: 127-145.

Marsola, J.P. 2000. A geomorfologia como instrumento de identificação de unidades físico-naturais em florestas úmidas. Teses de Doutorado. Departamento de Geografia Física. Universidad de São Paulo. 230 Pp.

McDonough, C., Delaney, M. A., Quoc, P & M. S. Blackmore. 2000. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of American. *Revista de Biología Tropical* 48 (1): 109-120.

McDonough, C. & W. J. Loughly. 1997. Patterns of mortality in a population of nine-banded armadillos, *Dasyus novemcinctus* Amer. Midl. Nat. 138: 299-305.

Moller, H., Clapperton, B. K. & D. J. Fletcher. 1997. Density of rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) in the Mackenzie Basin, South Island, New Zealand. *N. Z. J. Ecol.* 21: 161-167.

Nowak, R. 1997. *Walker's Mammals of the World*. Johns Hopkins University Press.

Shaw, J. 1985. The hemoflagellates of Sloths, Vermilinguas and Armadillos. *In: Evolution and ecology of sloths, armadillos and vermilinguas* G. G. Montgomery (Ed.). Smithsonian Inst. Press, Washington.

Vickers, W. 1997. Rendimiento y composición de la caza durante diez años en un territorio indígena del Amazonas. Pp 79-109. *In: Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical*. Robinson, J.G. & K. H. Redford (eds). Editorial Fondo de la Cultura Económica, México D. F., México.

Zimmerman, J.W. 1990. Burrow characteristics of the nine-banded armadillo, *Dasyus novemcinctus*. *Southwest. Nat.* 35:226-227.

The effects of prolonged drought on Amazon rainforest trees: studies of xylem physiology in the context of a large-scale rainfall exclusion experiment

Cardinot, G.^{1,2}; Holbrook, N.M.³ and Nepstad, D.^{2,4}.

¹PPGE-UFRJ/CAPES (cardinot@ipam.org.br) ²Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia ³Department of Organismic and Evolutionary Biology - Harvard University ⁴Woods Hole Research Center.

1. Introduction

When the El Niño Southern Oscillation (ENSO)—the periodic warming of the southern Pacific Ocean surface waters—releases its fury upon the world climate system, large areas of tropical rainforest in Amazonia, Borneo and Mexico suffer severe drought. El Niño-related drought is arguably one of the greatest threats to the world's seasonally dry moist tropical forests. These droughts can kill mature forest trees (Williamson *et al.* 2000, Condit *et al.* 1996), and increase forest susceptibility to fire (Nepstad *et al.* 1999a). Drought-related tree mortality and burning further increase forest flammability, contributing to a positive fire feedback loop that could increase global emissions of carbon to the atmosphere by several percent (Nepstad *et al.* 1995, 1999; Cochran *et al.* 1999, Houghton *et al.* 2000). These droughts also suppress net primary productivity (Tian *et al.* 1998, Potter *et al.* 1998, 2001). Studies carried out in the Amazon forest (Viana *et al.* unpublished data) show that during the

1991-92 El Niño event, flowering and fruiting activity of 35 species monitored at the *Floresta Tapajós* declined substantially.

In 1997 and 1998, the century's most intense El Niño event provoked severe droughts and forest fires in Amazonia, Southeastern Asia, and Mexico. This drought exhausted soil moisture to a depth of 10 m in an estimated one million km² of Amazonian forest, leading to at least 50,000 km² of forest fires (Nepstad *et al.* 1999) and elevating tree mortality in the central Amazonian by 60% (Williamson *et al.*, 2000).

Despite the tremendous importance of ENSO events and global warming for tropical rainforests, the scientific community is ill prepared to predict how the forest will respond to climate change. A critical unknown in this is the ability of the vascular system of the trees themselves to withstand drought. In terrestrial ecosystems, plants form the principal pathway for water movement from soil to atmosphere, and their ability to supply leaves with water is a prerequisite for CO₂ uptake. However, the capacity of the xylem to transport water from the soil to the leaves is itself at risk during periods of drought due to the increased potential for cavitation (Tyree and Sperry, 1989; Hacke and Sauter 1995; Borghetti *et al.* 1998; Sperry 2000; Nardini *et al.* 2001; Cochard 2002). Our research focuses on the effects of drought on the water transport capacity of Amazonian rainforest trees. Our goal is to understand the extent to which cavitation results in a loss of hydraulic conductivity, potentially leading to stomatal closure, leaf shedding, and tree death. By studying the key pathway linking soil water levels with atmospheric gas exchange, our work will provide a physiological basis for understanding how drought affects the water balance of Amazonian forests.

2. Materials and Methods

Our research carried out within the context of the world's largest rainfall exclusion experiment—and the first such experiment conducted in a rainforest—in eastern Amazonia (Pará State/Brazil) and consists of two 1-ha plots, of which one is a control and one in which rainfall reaching the forest floor has been reduced by 50% since 2000. The overall objective of this experiment is to determine how prolonged drought influences key aspects of forest structure and function relating to forest carbon and hydrological balance. Our research focused on the physiological effects of drought on xylem properties. We measure xylem hydraulic conductivity to test the prediction that cavitation limits water uptake from deep soil layer, resulting in leaf shedding, tissue damage, and tree mortality.

We choose two species *Eschweilera pedicellata* (Richard) Mori (Lecythidaceae), which is a canopy tree and *Coussarea racemosa* A.C. Rich ex DC. (Rubiaceae) an understory tree. Both species are very common at the study area.

Vessel length

The vessel length of *Eschweilera pedicellata* and *Coussarea racemosa* were estimated blown air at c.0.05-0.1 MPa into the cut end of the branches using a pressure bomb. While the cutting end of the branch tips under water using a plastic tub. Bubbles were blown through when the branch length was shorter than the longest vessel. Thirty branches were measured each season for both species (begin and middle of dry season (2002) and middle of wet season (2003)).

Hydraulic properties

This research involves determining the hydraulic properties of branches. We characterized xylem hydraulic capacity by measured leaf area and xylem-specific conductivity (K₁ and K₂). All of these measurements had been made at regular intervals throughout the experimental drought. This measured had made by a field pressure-drop flow meter (Holbrook *et al.* 2003 unpublished data).

3. Results and Discussion

The vessel length of *Eschweilera pedicellata* had no differences between the studies plots at the different times of sample. For *Eschweilera pedicellata* each vessel is determined by grow season and

the vessel is not longer than 0.08m.

However *Coussarea racemosa* showed differences between plots. The experimental plot had the lower average vessel length (0.05m ±0.02) than the control plot (0.11m ±0.03) but didn't show differences between the collects times like *E. pedicellata* the canopy specie. This datas suggested that: *C. racemosa* responded to stress by modification of xylem vessel length which is induced by this levels of water stress. And this is a tolerate dry habitats specie because low vessel can means a reduction of the change of embolism spreading (Zimmermann and Jeje 1980; Zimmermann and Milburn 1982; Lovisolo and Schubert 1998). Water-stressed plants had lower shoot growth.

Our preliminary results of xylem properties suggest that in control plot plants, branch hydraulic specific conductivity (Ks) was higher than in water stressed ones (drought plot). We found a lost in xylem conductivity inside the experimental plot for each sample time for both species *E. pedicellata* and *C. racemosa*. The decrease of xylem conductivity probably is due to vessel embolism. However, the understory specie shows lower differences between treatments that could be explain partially as result of modifications of the xylem vessels length, probably a mechanism of avoid embolism (Lovisolo and Schubert 1998).

This two species didn't show a reduce xylem hydraulic conductivity across the seasons like us expect in response of the reduce soil water available at the drought plot during the dry season. This behavior can be explained by the rains which fell down in the middle of the 2002 dry season suggested that this tropical tree species are very resilient.

The fact that effects of persistently reduced levels of rainfall (1685 mm in total) were not as profound as firstly expected before two years of treatment suggests that the forest is relatively tolerant to the reduction of rainfall.

4. Conclusion

Higher plants respond to water stress with a variety of physiological and molecular mechanism. A common aspect of such responses is a decrease of the conductivity to water flow along the soil-plant-atmosphere water pathway which can reduce water lost to the atmosphere. Amazon tropical rainforest trees had a high tolerance of drought using mechanism which my help the plant reducing water loss and preventing loss of function of the xylem at the cost of a lower water availability in the leaf.

(Acknowledgements: Research support by a National Science Foundation (US), USAID and PPD/PPG7 grant for the Seca Floresta Project and WWF and CAPES for personal grant to Cardinot, G. The technical assistance of Levi Seixas and Oswaldo Firmino is gratefully acknowledged. We would like to thanks Floresta do Tapajós management)

5. References

- Borghetti, M.; Cinnirella, S. and Magnani, A. S. 1998. Impact of long-term drought on xylem embolism and growth in *Pinus halepensis* Mill. *Tress* 12: 187-195.
- Cochard, H. 2002. Xylem embolism and drought-induced stomatal closure in maize.
- Cochrane, M.A., A. Alencar, M.D. Schulze, C.M. Souza Jr., D.C. Nepstad, P.A. Lefebvre, and E.A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284:1832-1835.
- Condit, R., S.P. Hubbell, and R.B. Foster. 1996. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. *Journal of Vegetal Science*. 7:405-416.
- Hacke, U. and Sauter, J. J. 1995. Vulnerability of xylem to embolism in relation to leaf water potential and stomatal conductance in *Fagus sylvatica* f. *purpurea* and *Populus balsamifera*. *Journal of Experimental Botany*. 26 (290): 1177-1183.

Holbrook, N. M.; Burns, M.; Zwieniecki, M.; Cobb, A. R.; Sack, L.; Melcher, P. and Brodribb, T. 2003. Measurement of xylem hydraulic conductivity: field instrumentation and implementation. Draft.

Lovisollo, C. and Schubert, A. 1998. Effects of water stress on vessel size and xylem hydraulic conductivity in *Vitis vinifera* L. Journal of Experimental Botany 49 (321): 693-700.

Nardini, A.; Tyree, M. and Salleo, S. 2001. Xylem cavitation in the leaf of *Prunus lauricerasus* and its impact on leaf hydraulics. Plant Physiology. 125: 1700-1709.

Nepstad, D.C., A. Veríssimo, A. Alencar, C.A. Nobre, E. Lima, P.A. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P.R.d.S. Moutinho, E. Mendoza, M.A. Cochrane, and V. Brooks. 1999a. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398:505-508.

Nepstad, D.C., P. Jipp, P. R.d.S. Moutinho, G.H.d. Negreiros, and S. Vieira. 1995. Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: Canopy seasonality, fire resistance and ants. Pages 333-349 in D. Rapport, editor. Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems. Springer-Verlag, New York.

Potter, C.S., E.A. Davidson, S.A. Klooster, D.C. Nepstad, G.H.d. Negreiros, and V. Brooks. 1998. Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in the Brazilian Amazon. Global Change Biology. 4:315-333.

Sperry, J.S. 2000. Hydraulic constraints on plant gas exchange. Forest Ecology Management. 104:13-23.359.

Tian, H., J.M. Melillo, D.W. Kicklighter, A.D. McGuire, J.V. Helfrich III, B. Moore III, and C.J. Vörösmarty. 1998. Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. Nature 396:664-667.

Timmermann, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif, and E. Roeckner. 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. Nature 395:694-697.

Trenberth, K.E. and T.J. Hoar. 1997. El Niño and climate change. Geophys. Res. Lett. 24:3057-3060.

Tyree, M.T. and J.S. Sperry. 1989. Vulnerability of xylem to cavitation and embolism. Annual Review of Plant Physiology. 40:19-38.

Williamson, G.B., W.F. Laurance, A.A. Oliveira, P. Delamonica, C. Gascon, T.E. Lovejoy, and L. Pohl. 2000. Amazonia tree mortality during the 1997 El Niño drought. Conserv. Biol. 14:1538-1542.

Zimmerman, M. H. and Jeje, A. 1981. Vessel-length distribution in stems of some American woody plants. Canadian Journal of Botany 59: 1882-18892.

Zimmermann, M. H. and Milburn, J. A. 1982. Transport and storage of water. In: *Encyclopedia of plant physiology*. Prinson, A.; Zimmermann, M.H. (eds.) VOL 12B. New York: Springer Verlag.

Densidade e distribuição espacial de *Bradypus tridactylus* (mammalia: edentata: xenarthra) em um fragmento florestal urbano de Manaus, AM, Brasil

Carmo, N. A. S. do¹; niviasc@yahoo.com.br; Gordo, M.²

¹ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). ² Universidade Federal do Amazonas, DB/ICB (UFAM).

1. Introdução

Atualmente, existem dois gêneros de preguiças viventes: *Bradypus* (preguiça de três dedos) e *Choloepus* (preguiça-real, de dois dedos). Estas preguiças ocorrem na região Neotropical, sobretudo nas florestas equatoriais e subequatoriais úmidas, ou em matas abertas e regiões próximas a rios (Wetzel, 1985). Esses gêneros possuem quatro e duas espécies, respectivamente (Chiarello, 1998).

B. tridactylus é uma espécie pouco estudada, apesar de ser en-

contrada com bastante frequência na região de Manaus (AM), especialmente nos remanescentes florestais dentro da cidade e em áreas rurais. São poucos os estudos de densidade populacional das espécies de *Bradypus*, provavelmente devido ao acentuado grau de cripticidade e dificuldade no acompanhamento desses animais.

Essas preguiças (*Bradypus*) são comumente associadas pela população humana à áreas degradadas e bordas de mata com grande incidência de embaúbas (*Cecropia* spp.), onde geralmente estão mais visíveis.

Nosso objetivo neste estudo foi avaliar a densidade e distribuição espacial de preguiças (*Bradypus tridactylus*) em diferentes habitats, dentro de um fragmento florestal urbano e avaliar o efeito da densidade de Cecropiaceae sobre a densidade e distribuição de *B. tridactylus*.

2. Métodos

Área de estudo

O trabalho foi feito em um fragmento de floresta nativa de aproximadamente 711 hectares, onde se localiza o Campus da Universidade Federal do Amazonas, na região central da cidade de Manaus (03° 04' 34" S e 59° 57' 30" W). Nele encontram-se várias formações vegetais entre as quais floresta de terra firme sobre platôs, encostas e baixios, campinas e matas secundárias ou capoeiras em diferentes níveis sucessionais.

Coleta de dados

Foram estabelecidas 12 "grides" de 100 x 200 metros, num total de 2 ha por "gride". Cada "gride" foi composto por cinco trilhas de 100 metros, dispostas no sentido transversal e dez trilhas de 200 metros, no sentido longitudinal. As trilhas dentro do gride estavam separadas uma das outras por uma distância de dez metros, sendo que cinco metros para cada lado da trilha delimitavam a área de esforço amostral (alcance visual). Os "grides" foram construídos no período de junho a agosto de 2001.

As áreas onde foram estabelecidos os "grides" foram selecionadas de modo que seis ficassem em vegetação de floresta ou mata densa e os outros seis em área de mata secundária ou capoeira. Todos os "grides" foram georeferenciados para localização em imagens de satélite.

Os dados da densidade populacional das preguiças foram coletados de agosto a dezembro de 2001 (quatro meses), utilizando-se o método da contagem direta (Brower & Zar, 1984; Queiroz, 1995). Este método é utilizado para determinar diretamente a densidade de uma população em uma área de tamanho conhecido, de modo que se contam todos os indivíduos presentes na área. Para o levantamento destes dados as trilhas foram percorridas em passos lentos, de forma que cada "gride" foi percorrido dez vezes, num tempo de três horas para cada censo. Tendo ao fim um total de 360 horas de esforço amostral em 24 ha dos doze grids.

Os animais avistados foram capturados, com a ajuda do auxiliar de campo que escalava a árvore, e receberam marcações individuais (coleira com numeração). Desta maneira, não se correu o risco de contar o mesmo animal duas ou mais vezes. Logo após o processo de marcação todas as preguiças foram devolvidas, o mais rápido possível, ao mesmo local onde foram capturadas.

Densidade de Cecropiaceae

A densidade de Cecropiaceae foi medida dentro de cada "gride" de 100 x 200 metros (2 ha) nos dois diferentes ambientes (floresta e capoeira), de modo que foram registradas todas as árvores pertencentes à família Cecropiaceae, incluindo todos os gêneros desta família.

Análises Estatísticas

O teste t de Student foi usado para comparar a densidade de preguiças entre os dois diferentes ambientes estudados (floresta e capoeira).

Foram usadas regressões lineares, para verificar a relação entre a densidade média de preguiças e a densidade de plantas da família Cecropiaceae.

As análises estatísticas foram feitas no programa SYSTAT versão 8.0.

3. Resultados e Discussão

Densidade Populacional

Durante os quatro meses de censo, foram encontrados 53 (cinquenta e seis) preguiças (*Bradypus tridactylus*) dentro dos 12 “grides” abrangendo uma área total de 24 ha.

Dentre esses 18 (dezoito) eram machos adultos e 25 (vinte e cinco) eram fêmeas adultas, sendo que 8 destas fêmeas estavam com filhotes. Seis indivíduos de *B. tridactylus* não puderam ser capturados, pois estavam muito alto. No entanto, foi possível identificar o sexo do animal, através da visualização da mancha amarela-alaranjada, que apenas o macho apresenta no dorso, marca característica do dimorfismo. Outros dois indivíduos estavam em posição difícil de visualizar tal dimorfismo.

Ao todo, dentro dos 24 ha (12 “grides”), foi encontrada uma densidade populacional média de 2,208 preguiças por hectare (N=12; SD=0,168). A densidade média na mata foi de 2,5 indivíduos por ha (N=6; SD= 0,186) e em ambiente de capoeira foi de 1,92 indivíduos por ha (N=6; SD=0,144).

Não houve diferença significativa entre as densidades de preguiças na mata e na capoeira (teste t; P= 0,286)

Densidade de Cecropiaceae

Foram encontrados 203 indivíduos de plantas pertencentes à família Cecropiaceae (*Cecropia* e *Pourouma*) em ambiente caracterizado como área de floresta. Nas áreas de capoeira foram encontrados 162 indivíduos desta família. Um “gride” pertencente à área de capoeira não apresentou nenhum indivíduo relacionado a essa família. A densidade média na mata foi de 16,9 cecropiaceae/ha (N=6; SD=6,492) e na capoeira foi 13,5 cecropiaceae/ha (N=6; SD=13,214). Não houve relação significativa entre as densidades médias de preguiças em cada “gride” e as densidades de Cecropiaceae (p=0,852).

Comparando-se essa densidade geral (2,208 ind./ha) com outros locais nos quais foram feitos estudos de densidade o número encontrado de preguiças por ha é relativamente alto. Dentro do fragmento, as áreas que se localizaram em ambientes de floresta apresentaram uma densidade média maior que áreas em ambientes de capoeira, apesar dessa diferença não ser significativa. Tais fatos contradizem as informações populares de que há mais preguiças em áreas de capoeira. Certamente, o que induz a esta crença é que nas áreas de capoeira a visualização é mais fácil e os encontros ocasionais geralmente ocorrem em borda de vegetação, por onde trafegam pessoas.

Chiarello (1999) e Lopes & Ferrari (2000) ao realizarem censos de mamíferos através de transecção linear em fragmentos da Mata Atlântica e leste da Amazônia, respectivamente, obtiveram taxas de avistamento baixas, de modo geral, tanto pa *B. torquatus* como para *B. variegatus*. Porém isso não é garantia de que a densidade de preguiças em florestas de terra firme na Amazônia seja baixa. Queróz, (1995) encontrou densidades semelhantes para *B. variegatus*. Há outros estudos com resgate de fauna em áreas que foram alagadas pela construção de hidrelétricas na Guiana Francesa (Eisenberg & Thorington, 1973) demonstraram que preguiças estão entre os principais componentes da biomassa de mamíferos das florestas da região Amazônica. Sendo as preguiças *Bradypus Choloepus*, os consumidores mais importantes de dossel de uma floresta.

4. Conclusões

As preguiças *B. tridactylus* são igualmente abundantes em matas primárias e secundárias, não havendo relação direta da densidade de indivíduos com a densidade de árvores da família Cecropiaceae.

5. Referência Bibliográfica

Brower, J.E. & Zar, J.H. (1984). *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Second Edition. Wn. C. Brow Publishers. Dubuque, Iowa.
Chiarello, A. G. (1998). Activity budgets and ranging of the Atlantic Forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *J. Zoo. (Lond.)* 246 (1):1-10.

Chiarello, (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.

Eisenberg, J.G. & Thorington, R.W.Jr. (1973). A preliminary Analysis of a Neotropical Mammal Fauna. *Biotropica* 5(3): 150-161
Queiroz, H.L. de. (1995). *Preguiças e Guaribas: os mamíferos arborícolas do Mamirauá*. Volume 2.

Lopes, M.A. & Ferrari, S.F. (2000). Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazônia. *Conservation Biology*, 14: 1658-1665.

Wetzel, R. (1985). The identification and distribution of recent Xenarthra (Edentata). In: *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths and Vermilinguas* (Montgomery G. G. ed.) Smithsonian Institution Press, Washington and London, 5-21.

Análise Temporal da Cobertura Vegetal do Pólo Pioneiro do Proeminente de Rondônia

Cíntia Balieiro¹, Ane Alencar², Cássio Pereira³, Luciano Mattos⁴

¹ Engenheira Agrônoma, consultora do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (cintiapedrino@bol.com.br), ² Geógrafa, MS, Pesquisadora do IPAM, ³ Agrônomo, MS, Pesquisador do IPAM, ⁴ Agrônomo, MS, Pesquisador da EMBRAPA/MMA

1 Introdução

Na Amazônia estima-se que cerca de 13% da cobertura vegetal original foi desmatada para implantação de atividades produtivas, principalmente para a agropecuária. A expansão descontrolada do desmatamento se constitui uma ameaça ao equilíbrio ecológico de uma região que concentra mais de 50% da biodiversidade mundial (MMA, 2001). Nas últimas décadas, o estado de Rondônia experimentou profundas alterações nos seus aspectos biofísicos provocados pela ação antrópica, conseqüência do crescimento populacional, uso da terra e de seus recursos naturais. Nesse estado, as atividades agropecuárias se destacam caracterizando uma paisagem bastante antropizada formada por um mosaico de áreas de vegetação natural, agrícolas, de vegetação secundária (capoeiras) e solo exposto. Essa paisagem é resultante do processo de expansão da fronteira agropecuária que converte floresta em extensas áreas de pasto e agricultura que, por sua vez, são submetidas a padrões tradicionais e limitados de exploração e uso resultando no abandono de, parte dessas áreas, provocando o surgimento das capoeiras. É nesse contexto de monitorar a dinâmica de desmatamento causado pela agropecuária da Amazônia que este trabalho está inserido, mais especificamente no monitoramento da cobertura vegetal do Pólo de produção familiar formado pelos municípios de Ouro Preto do Oeste, Mirante da Serra, Teixeiraópolis, Nova União, Vale do Paraíso e Urupá do estado de Rondônia. Nesses municípios será instalado um Pólo Pioneiro do PROAMBIENTE (Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural). O PROAMBIENTE é um novo programa do governo federal que objetiva fortalecer a produção familiar rural na Amazônia por meio da adoção de sistemas de produção agroextrativistas equilibrados que promovam o manejo integrado dos recursos naturais em toda unidade de produção (Mattos & Pereira, 2001)

2. Métodos

O trabalho foi executado no laboratório de sensoriamento remoto do IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) onde foram classificados, analisados e quantificados alguns parâmetros importantes para o monitoramento de mudança da cobertura vegetal e uso da terra através da análise multitemporal de imagens do satélite Landsat 5 e 7. Foram utilizadas as bandas 3, 4 e 5 dos sensores TM e ETM+ de órbita-ponto-ano: 231-68-86/92/01 e 231-67-86/93/01 do Pólo Rondônia. O parâmetro analisado foi a Cobertura vegetal, dividida em 7 classes: 1) floresta formada basicamente pelas categorias ombrófila aberta e fechada

submontana, 2) áreas de contato (inseridas as florestas de transição, savanas e afloramento rochoso), 3) capoeira como cobertura vegetal secundária composta por estágios de sucessão ecológica, abrangendo vegetações do tipo: capoeirão, juquiras e capoeiras, 4) agricultura e pasto, consideradas as culturas (perenes e anuais), assim como, pastos (sujo e limpo), 5) drenagem envolvendo os rios, lagos e barragens que funcionaram apenas como indicativo ou referência para determinado estudo, 6) nuvem que não interferiram de forma significativa no resultado final e 7) área urbana.

Inicialmente, foi utilizado o software Envi 3.2, onde se efetuou a correção e ajustamento das coordenadas geográficas, para então submetê-los à análise, posteriormente para delimitação dos pólos foram utilizadas máscaras para o processo da imagem isodata, com o método de classificação não-supervisionada que possibilitou o agrupamento natural dos dados. O resultado da classificação originou uma imagem com ruído (pixels isolados), que necessitou da aplicação de filtros de mediana, de tamanhos variáveis. Após a homogeneização foi realizada a edição de classes, onde se foi feita a correção das áreas interpretadas incorretamente no processo de classificação. Em seguida, se gerou um mosaico das imagens classificadas para cada ano em estudo, e foram considerados apenas os resultados inseridos nos municípios no Pólo. Assim, puderam ser integrados no SIG (Sistema de Informação Geográfica), que permitiu a análise e integração dos dados geográficos. Transformando o mosaico do Pólo em grid que originou tabelas com a contagem de pixels pertencentes a cada classe e passando pelo processo de cross-tabulação (união das imagens de cada ano), onde finalmente resultou na interação das classes para o cálculo de incremento do desmatamento e de floresta intacta nos anos de 1986, 1992 e 2001.

3 Discussão e resultados

Os resultados da análise das imagens de satélite mostraram que as florestas ombrófilas, áreas de contato (savana /floresta) e savanas deram lugar a fazendas e áreas de agricultura familiar. Em 1986, o Pólo possuía 56,91% de florestas e áreas de contato, correspondendo respectivamente a 3.339,053 Km² (56,2%) e 44,461km² (0,7%). As áreas alteradas somavam 42,8%, correspondendo a 538,797Km² (9,1%) de capoeira e 2.002,379 Km² (33,7%) de agricultura e pasto. Área urbana com 4,488 km² (0,075%). Também se registrou a presença de nuvens cobrindo um espaço de apenas 0,491 Km². As áreas urbanas totalizaram 4,478 Km².

Em 1992 as áreas preservadas foram reduzidas para 38,3%, correspondendo a 2.209,727km² (37,2%) de floresta ombrófila e 67,598Km² (1,1%) de áreas de contato. Os ecossistemas alterados somaram 61,2% correspondendo a 1.036,046 Km² (17,4%) de capoeira e 2.605,972 km² (43,8%) referente à agricultura e pasto. A área urbana foi expandida para 6,751 Km² (0,1%).

Em 2001, as florestas e áreas de contato somaram apenas 17,2% correspondendo a 957,258Km² (16,1%) de floresta ombrófila e 68,315 km² (1,1%) de áreas de contato. As áreas de ecossistema alterado somaram 82,2%, correspondendo a 1.098,564 Km² (18,5%) de capoeira e 3.784,872 km² (63,7%) de agricultura e pasto. Também se percebeu o aumento da área urbana para 9,656 Km² (0,2%).

Após 15 anos o processo de desmatamento nesta região se acentuou provocando diminuição na quantidade de floresta, áreas de contato e savanas. As estradas avançaram em todas as direções, destruindo as estreitas faixas de mata entre elas. Os cursos dos rios sofreram mudanças, suas margens foram visivelmente desmatadas reduzindo as áreas de preservação permanente, e assim dando lugar a atividades agrícolas de pequenos e grandes produtores, que podem estar contribuindo para o assoreamento dos rios. Na área de estudo, a capoeira aumentou gradativamente, como resultado do processo de expansão agrícola com utilização do solo através de práticas tradicionais de queima e corte.

A interpretação visual foi fundamental na área de estudo devido à semelhança do comportamento espectral das atividades agrícolas com as áreas queimadas nas áreas de floresta de transição. Os

desmatamentos nos topos dos morros, áreas de transição e as proximidades das atividades agrícolas foram constantes.

O método utilizado não possibilitou a identificação das áreas de corte seletivo de madeira, pois o biótipo de vegetação dificultou a visualização destas áreas. Isso pode ser explicado porque imagens de satélite Landsat TM de bandas 3,4,5 com resolução de 30 metros, não permite a identificação de exploração de baixa intensidade e sim de grande escala (INPE 2000).

4 Conclusão

Por meio do sensoriamento remoto e geoprocessamento pode-se diagnosticar o percentual de desmatamento ocasionado pelo processo de expansão agrícola ocorrido neste Pólo do PROAMBIENTE nos últimos anos, que resultou na modificação no biótipo dos recursos naturais, convertendo florestas e áreas de transição em agricultura e pasto através de práticas tradicionais de uso da terra, que consequentemente originou capoeiras em diversos estágios. No decorrer dos anos, a redução das áreas de floresta levou os produtores a utilizar as capoeiras, convertendo-as em áreas agrícolas e pasto, tornando o Pólo de Rondônia tipicamente agrícola. As áreas de florestas, ainda existentes no ano de 2001, continuavam sofrendo uma forte ação antrópica vinda das áreas dos grandes e pequenos produtores. Para reverter essa situação, o PROAMBIENTE deve incentivar a preservação dos recursos naturais remanescentes, sobretudo nas áreas de preservação permanente e apoiar a adoção de práticas produtivas que visem o manejo florestal sustentável e a recuperação das áreas já alteradas adotando o enfoque agroflorestal e priorizando áreas que se encontram em estágios iniciais de degradação.

5 Referências bibliográficas

DRP - *Diagnóstico Rápido Participativo no Estado de Rondônia*, 2003. INPE. *Monitoramento da Floresta amazônica Brasileira por satélite*. 1998-2000. São Jose dos Campos, SP, Brasil. (disponível em <http://inpe.br>).

JOHN, L. *Amazônia aos Olhos de Satélite*. São Paulo: 1989.143p.

LAPARELLI, R.A.C.; ROCHA, V.J.; BORGHI, E. *Geoprocessamento e agricultura de precisão*: fundamentos e aplicações. Guiba: 2001.118p.

MANUAL DO ENVI on line: version 3.1 [on line]. 1999. Disponível: <http://www.sulsoft.com.br/manualdoenviportuguês>.

MATTOS, L.; PEREIRA, C. *Análise da variabilidade econômica do PROAMBIENTE na Amazônia*. Aruivo IPAM: 2001.18p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE-MMA. *Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia*. Brasília: 2001.436p.

Atividade hematofágica de *Simulium oyapockense* (Diptera: Simuliidae) na Cachoeira do Bem Querer, Caracaraí (RR)

Claudia Ríos-Velásquez & Sérgio Luz

Centro de Pesquisas Leônidas & Maria Deane /Fiocruz – Manaus (crios@amazonia.fiocruz.br)

1. Introdução

Os simuliídeos apresentam importância médica, econômica e veterinária pelo fato de algumas espécies serem transmissoras de agentes etiológicos causadores de doenças. São encontrados na maioria dos lugares do mundo onde há cursos d'água que servem como habitat para os estágios imaturos. Os adultos obtêm energia de açúcares vegetais, mas as fêmeas são hematófagas, precisando de uma refeição sanguínea para o amadurecimento dos ovos.

Simulium oyapockense é uma espécie considerada vetora de *Onchocerca volvulus* (Leuckart, 1893) na área do foco brasileiro de oncocercose. Está amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em áreas com correnteza forte, aderida a vegetação e pedras. No foco brasileiro de oncocercose, esta espécie atua como vetor princi-

pal nas áreas de terras baixas e vetor secundário nas terras altas. Alguns estudos têm mostrado que provavelmente esta espécie está formada por vários citótipos (Luz, 1999). Observações anteriores indicam que *S. oyapockense* ocorre em densidades altas durante o ano todo na área do Bem Querer, sendo que altas taxas de picada em humanos se apresentam durante uma época do ano, em quanto que em outra época as taxas são baixas (Luz, comunicação pessoal). Estas variações de comportamento poderiam ser devidas a presença de complexos de espécies e a influência de fatores ambientais.

Este estudo tem como objetivo principal estudar a atividade hematofágica diária de *S. oyapockense* na área de Bem querer. Estudos paralelos abrangendo aspectos taxonômicos; utilizando ferramentas de citotaxonomia, biologia molecular e morfologia; estão sendo desenvolvidos como parte de um projeto mais amplo, com o intuito de elucidar problemas de sistemática existentes entre espécies e grupos de espécies de Simuliidae, fornecendo subsídios para estudos epidemiológicos e de controle.

2. Métodos

Este trabalho foi realizado de janeiro a dezembro de 2002 na Cachoeira do Bem Querer, no Rio Branco, município de Caracará, Estado de Roraima (01° 48'N – 61° 07'W).

As coletas foram realizadas durante três dias cada mês, iniciando às 6:00 horas e terminando às 18:00, com 12 períodos diários de coleta: 6 períodos durante a manhã e seis durante a tarde, cada período consistindo de uma hora contínua de coleta.

Os simuliídeos adultos foram capturados em tubos de ensaio com etanol 100% no momento em que pousavam no pesquisador ou técnico de laboratório voluntário. Os Simuliídeos coletados foram guardados nos tubos de ensaio, devidamente etiquetados, dentro de caixas de isopor, e transportados ao Laboratório de Biodiversidade do Centro de Pesquisas Leônidas & Maria Deane/Fiocruz – em Manaus.

A identificação dos adultos foi feita seguindo as chaves de morfologia tradicional e descrições de Shelley *et al.* (1997, 2000) e Py-Daniel (1983).

Os dados meteorológicos de Caracará foram obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

Os dados sobre atividade horária de hematofagia ao longo do dia foram tratados através de estatística descritiva (média, mínimo e máximo). Dados de atividade hematofágica e fatores ambientais, ao longo do ano, foram analisados por uma correlação de Spearman (Zar, 1996).

3. Resultados e Discussão

Em geral, as fêmeas apresentaram atividade hematofágica durante o dia todo. Durante o período matutino (das 6:00 às 12:00 horas) foram coletadas 3988 fêmeas (49,9% do total) e durante o vespertino (das 12:00 às 18:00 horas) foram coletadas 4002 (50,1% do total).

Durante o período da manhã a menor atividade hematofágica foi observada no horário das 6:00 às 7:00, provavelmente devido à baixa temperatura acompanhada de umidade relativa alta. Os maiores picos de atividade ocorreram entre 7:00 e 9:00 horas (1930 simuliídeos, 48,4%), quando a temperatura começou a aumentar e a umidade relativa a diminuir.

Durante o período da tarde a maior atividade ocorreu das 13:00 às 15:00 horas (1590 simuliídeos, 39,7%), quando foi registrada a maior temperatura e a menor umidade relativa do dia. Das 16:00 às 18:00 horas foi observada diminuição da atividade (1108 simuliídeos, 27,7%), provavelmente relacionado com o aumento da umidade relativa.

Foi observada uma correlação positiva baixa (Correlação de Spearman, $R=0,029$) entre o número de fêmeas coletadas ao longo do ano e a pluviosidade registrada, sendo obtido o maior número de fêmeas de março a junho, quando a pluviosidade foi maior, e menor número de indivíduos quando a precipitação foi muito baixa. Entretanto, o teste de Spearman só pode explicar 20% das variações dos dados.

Os dados obtidos neste trabalho concordam com os publicados por Py-Daniel *et al.* (2000) com *Simulium oyapockense* (= *Cerqueirellum oyapockense*), em Xitei/Xidea (área de transmissão de oncocercose) e Medeiros e Py-Daniel (2003) com *Simulium argentiscutum* (= *Cerqueirellum argentiscutum*) em uma comunidade do rio Solimões.

Py-Daniel *et al.* (2000) coletaram maior número de fêmeas durante os meses de maio e junho, que é a época de início das chuvas na qual os rios aumentam o nível das águas, aumentando também a disponibilidade de substrato vegetativo dentro da água e nas margens. Os meses de menor atividade coincidem com os meses de baixa precipitação, diminuindo o nível das águas e portanto a quantidade de substrato vegetativo e pedras disponíveis para o desenvolvimento dos simuliídeos.

Um efeito contrário foi observado no mês de fevereiro, quando não houve chuva e foi coletado o maior número de indivíduos. Provavelmente, as chuvas registradas durante o mês de janeiro aumentaram o substrato disponível para o desenvolvimento da espécie, sendo refletido no aumento de número de fêmeas coletadas no mês seguinte.

4. Conclusões

Simulium oyapockense apresenta atividade hematofágica durante o dia todo e o ano todo na área da corredeira do Bem Querer, sendo esta atividade diretamente relacionada com a temperatura e inversamente relacionada com a porcentagem de umidade relativa do ar. O regime de chuvas é um fator importante na densidade populacional, pois é o que regula o nível de água nos criadouros e a disponibilidade de substratos vegetativos e rochosos, que servem como suporte para o desenvolvimento destes insetos.

5. Referências Bibliográficas

- Luz, S.L.B. (1999). *Sistemática Integrada de Simulium oyapockense e Simulium roraimense, Vetores de Onchocerca volvulus no foco Amazônico*. Tese de doutorado. Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro
- Medeiros, J.F.; Py-Daniel, V. (2003). Atividade hematofágica diária e taxa de infecção de *Cerqueirellum argentiscutum* (Shelley & Luna Dias) (Diptera: Simuliidae) por *Mansonella ozzardi* (Manson) (Nematoda: Onchocercidae) em uma comunidade do Rio Solimões, Amazonas, Brasil. *Entomologia e Vectores* 10(1):9-20
- Py-Daniel, V. (1983). Caracterização de dois novos subgêneros em Simuliidae (Diptera: Culicomorpha) Neotropical. *Amazoniana* VIII(2):159-223
- Py-Daniel, V.; Andreazze, R.; Medeiros, J.F. (2000). Projeto piloto Xitei/Xidea (Roraima). I – Índices epidemiológicos de transmissão de *Onchocerca volvulus* (Leuckart, 1883) para os anos de 1995 – 1996. *Entomologia e Vectores*. 7(4): 389 – 444
- Shelley, A.J.; Maia-Herzog M.; Lowry, C.A.; Luna Dias, A.P.A.; Garritano, P.R.; Shelley, A.; Camargo, M.; Carter, H.G. (2000). The Simuliidae (Diptera) of the secondary onchocerciasis focus at Minaçu in Central Brazil. *Bulletin of the Natural History Museum. London. (Entomology.)* 69(2): 171 – 221
- Shelley, A.J.; Lowry, C.A.; Maia-Herzog, M.; Luna Dias, A.P.A.; Moraes, M.A.P. (1997). Biosystematic studies on the Simuliidae (Diptera) of the Amazonia onchocerciasis focus. *Bulletin of the Natural History Museum. London. (Entomology)* 66(1): 1-121
- Zar, J. (1996). *Biostatistical analysis*. Third Edition, Prentice Hall International Editions, 662 p.

Coleta de látex por abelhas sem ferrão (Hymenoptera: Meliponini) em abricó do Pará *Mammea americana* (Guttiferae) na cidade de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil

Cristiane Dias Pereira^a & Jamil Tannús Neto^a

^aAlunos de doutorado, Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (cpereira@inpa.gov.br).

1. Introdução

As abelhas são essenciais na conservação e sobrevivência de vários ecossistemas (Absy *et al.* 1984, Roubik, 1989). No Brasil, as abelhas nativas conhecidas como abelhas sem ferrão (Hymenoptera: Meliponini) utilizam e polinizam grande parte das Angiospermas (Kerr *et al.*, 2001). Segundo Reis (2000) há cinco tipos de recompensas florais: pólen, néctar, resina e óleos compostos de terpenos e óleos florais constituídos por lipídios. As resinas e óleos florais são recompensas não usuais, limitadas a poucos gêneros de plantas (Lokvam *et al.*, 2000). Além das recompensas florais as abelhas sem ferrão também coletam látex. As resinas e o látex são usados pelas operárias das abelhas na construção do ninho (Roubik, 1989).

O abricó do Pará, *Mammea americana*, é uma espécie arbórea, com aproximadamente 20m, nativa das Antilhas (Prance, 1975) tem sido cultivada no norte e nordeste do Brasil devido ao seu fruto, o qual contém uma polpa amarelada, comestível, rica em açúcares e fibras (Pio Corrêa, 1926). Abelhas sem ferrão coletam pólen em *M. americana* (Marques-Souza *et al.*, 1993), no entanto, pouco se conhece sobre a coleta de látex nesta espécie. A compreensão das espécies de plantas utilizadas para a sobrevivência das abelhas nativas, bem como o conhecimento das espécies de plantas necessárias à obtenção de produtos vegetais são primordiais para a manutenção e criação das mesmas. O objetivo deste trabalho foi verificar as espécies de abelhas que coletam o látex em *M. americana*, bem como conhecer os padrões de abundância destas abelhas nesta planta.

2. Métodos

O estudo foi conduzido no Bosque da Ciência, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA-Manaus, AM), localizado nas coordenadas geográficas 3º 08'S, 60º10'W. O levantamento das espécies de abelhas sem ferrão foi realizado em uma planta da espécie *M. americana* de 01 de setembro de 2002 a 30 de novembro de 2002. Esta árvore em particular apresentava vários cortes no caule em virtude da ação humana. O látex liberado formava poças nos cortes que depois se solidificavam. Foram amostrados indivíduos que coletavam este látex, em forma líquida, e enviadas a um especialista para a identificação. Foram realizadas observações diárias de uma em uma hora nos horários de 9:00 às 18:00 horas e o número de indivíduos de cada espécie que coletavam o látex foram anotados em cada horário de observação.

3. Resultados e Discussão

A comunidade de abelhas nos três períodos estudados (setembro, outubro e novembro) foi representada por duas espécies da Família Apidae *Trigona williana* e *Trigona recursa*. A *T. williana* Friese, 1900, conhecida por abelha boca-de-ralo, faz seu ninho em arvoredos. É uma abelha sem ferrão da Tribo Meliponini e habita o Amazonas, Pará e Piauí, no Brasil, e Suriname (Friese, 1900). Também foi relatada no Estado brasileiro do Mato Grosso (Ducke, 1916). Segundo Schwartz (1948) a *T. williana* também é encontrada em outros países da América do Sul como Guiana Britânica, Venezuela, Bolívia, Peru e Equador. A *T. recursa* Smith, 1863, popularmente conhecida como feiticeira, também pertence a tribo Meliponini e é uma abelha de porte médio que faz seu ninho no solo (Schwartz, 1948).

As operárias destas abelhas coletam o látex do interior da casca de *Mammea americana*, algo incomum, pois estas abelhas, geralmente, retiram resina dos frutos e flores desta Família. Ambas le-

vam o látex nas tíbias das pernas posteriores. As operárias de *T. recursa* coletavam de duas formas, sobrevoavam a fonte de látex ou pousavam a, aproximadamente, 30 cm do local onde as *T. williana* coletavam. Raveret-Wattel (1875) descreveu várias espécies de *Ficus* bem como as espécies de *Artocarpus* e *Clusia* como possíveis recursos de coleta de látex por *T. williana*.

Várias espécies de abelhas do gênero *Melipona* também coletam o látex do fruto de *Vismia* sp. Absy & Kerr (1977) estudaram a carga transportada nas corbículas por 267 abelhas de *Melipona seminigra merrillae* durante um ano em Manaus (AM) e verificaram que, dessas, 104 (39%) não transportavam pólen, mas sim látex de *Vismia* sp, bem como gomas, resinas e barro. Outros relatos de abelhas da tribo Meliponini visitando Guttiferae também foram observados. As operárias de tíbia, *Melipona compressipes fasciculata*, visitam a *Vismia guianensis* para a coleta de pólen (Kerr *et al.*, 1986/87), e *Nannotrigona (Scaptotrigona) cf. polysticta* visitam *Calophyllum brasiliense* para coleta de pólen. Além disso, *Clusia columnaris* pode ser visitada por *Trigona (Partamona) l. moesaryi* e em *Vismia guianensis* foi encontrado *Trigona (Trigona) c. cilipes* (Absy *et al.* 1984).

Morton (1981) e Alvarado-Panameno *et al.* (1994) registraram propriedades inseticidas e ectoparasíticas de sementes de *M. americana*. Após conduzir um estudo usando extrato de *M. americana*, Greenspan Gallo *et al.* (1996) afirmaram que componentes no extrato de sementes, folhas e raízes eram inseticidas e o componente químico Tetracosanyl-tetracosanoate foi identificado em sementes de *M. americana* (Duke, 2000). A presença de substâncias inseticidas pode ser importante para que o ninho fique protegido contra a infestação por microorganismos.

A espécie de abelha presente em maior abundância coletando látex em *M. americana* foi a *T. recursa* (89,4%). Foram verificados mensalmente a presença destes indivíduos em setembro, outubro e novembro com, respectivamente, 95,6%, 83,5% e 90,5 %. Apesar da colônia de *T. williana* estar próximo a angiosperma foi observada a menor abundância de 10,6%, sendo que no mês de setembro foi de 4,4%, 16,5% no mês de outubro e 9,5% no mês de novembro. A *T. recursa* foi a espécie dominante no três meses de observação, podendo ter influenciado a atividade de coleta da *T. williana*, ou mesmo de outras espécies de abelhas. Observando a distribuição dos indivíduos coletados por intervalo de hora, verificou-se a maior abundância no período da manhã no intervalo de 9:00 às 10:00 horas com 59,3% destas abelhas. No turno vespertino, a maior abundância foi observada entre 14:00 e 15:00 horas com 40,7%.

4. Conclusões

Com isto, conclui-se que possivelmente a *Trigona williana* e *Trigona recursa* coletam a resina de *M. americana* para proteger o seu ninho contra possíveis inquilinos e predadores, pois este látex apresenta ação inseticida e antimicrobiana. Havendo a necessidade de conhecimentos sobre as espécies vegetais utilizadas pelas abelhas sem ferrão para a sua preservação e manejo, esta espécie de Guttiferae pode ser considerada como umas das fontes de recursos para a criação destas abelhas.

5. Referências Bibliográficas

Alvarado-Panameno, J.F.; Lopez Caceres F.E.; Escolan Jovel, N.A. (1994). *Evaluation of aqueous and ethanol extracts of mammy seed (Mammea americana) for tick control in bovines*. Facultad de Ciencias Agronomicas, San Salvador, 130 p.

Absy, M.L.; Camargo J.M.F.; Kerr W.E.; Miranda I.P.A. (1984). Espécies de plantas visitadas por Meliponine (Hymenoptera; Apoidea), para a coleta de pólen na região do médio Amazonas. *Rev. Brasil. Biol.*, 44(2): 227-237.

Absy, M.L.; Kerr W.E. (1977). Alguns para a obtenção de pólen de operárias de *Melipona seminigra merrillae* em Manaus. *Acta Amazonica*, 7(3): 309-315.

Duke, A. (1916). *Enumeração dos hymenopteros colligidos pela comissão e revisão das espécies de abelhas do Brasil*. Comissão de linhas telegráficas

Estratégias do Matto Grosso ao Amazonas. 2º ed. 12-132 p.

Duke, J.A. (2000). *Phytochemical and Ethnobotanical Databases* USDA-ARS-NGRI, Beltsville Agricultural Research Center, MD, USA.

Friese, H.F.A.K.L. (1900). Neue arten der bienengattungen *Melipona* III, und *Trigona* Jur. *Termesztrajzi Füzetek*, 23: 381-394.

Greenpan Gallo, L.; Allee L.L.; Gibson D.M. (1996). Insecticidal effectiveness of *Mammea americana* (Guttiferae) extracts on larval of *Diabrotica virgifera oirgifera* (Coleoptera: Chrysomelidae) and *Trichoplusia ni* (Lepidoptera: Noctuidae). *Econ. Bot.*, 50: 236-242.

Kerr, W.E.; Absy M.L.; Marques-Souza A.C. (1986/1987). Espécies néctaríferas e poliníferas utilizadas pela abelha *Melipona fasciculata* (Meliponinae, Apidae), no Maranhão. *Acta Amazônica*, (nº único): 145-156.

Kerr, W.E.; Carvalho, G.A.; Coletto-Silva, A.; Assis, M.G.P. (2001). Aspectos pouco mencionados da Amazônia. *Parcerias Estratégicas*, 12: 20-41.

Lokvam, J.; Braddock, J.F.; Reichardt, P.B.; Clausen, T.P. (2000). Two polyisoprenylated benzophenones from trunk latex of *Clusia grandiflora* (Clusiaceae). *Phytochemistry*, 55: 29-34.

Marques-Souza, A.C.; Moura, C.O.; Nelson, B.W. 1996. Pollen collected by *Trigona williana* (Hymenoptera: Apidae) in Central Amazonia. *Rev. Biol. Trop.*, 44(2): 567-573.

Morton, J.F. (1981). *Atlas of medicinal plants of middle America: Bahamas to Yucatan*. Thomas, Springfield, MO. 1420 p.

Prance, G.T. (1975). *Arvore de Manaus*. Manaus, INPA. 17º ed. P. 111-113.

Pio Corrêa, M. (1926-1978). *Dicionário das plantas úteis do Brasil e das plantas exóticas cultivadas*. Imprensa Nacional, RJ.

Raveret-Wattel, C. (1875). Rapport sur les méliponas. *Bull. Soc. Acclim.* 22: 732-759.

Reis, M.G.; Faria, A.D.; Bittrich, U.; Amaral, M.C.E.; Marsaioli, A.J. (2000). The chemistry of flower rewards- *Oncidium* (Orchidaceae). *J. Braz. Chem. Soc.*, 11: 600-608.

Roubik, D.W. (1989). *Ecology and natural history of tropical bees*. Cambridge University Press. Cambridge. 514 p.

Schwartz, H.F. (1948). Stingless bee of the western hemisphere. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 90: 1-546.

Apoio: CNPq e CAPES

A Ecologia Nutricional de Populações Ribeirinhas Amazônicas: um estudo comparativo

Cristina Adams^a, Rui Murrieta^b & Rosely A. Sanches^b

^a Faculdade SENAC de Educação Ambiental (cristina.adams@sp.senac.br) ^b Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos, Instituto de Biociências, USP

1. Introdução

Os modelos de uso e ocupação humana da Amazônia começaram a ser intensamente debatidos a partir da década de 1950, principalmente nos EUA, por pesquisadores das áreas de ecologia, antropologia e ciências ambientais (Steward & Faron 1959; Lathrap 1968; Meggers 1987; Carneiro 1970; Gross 1975; Ross 1978; Sponsel 1986). Estes modelos baseavam-se em duas concepções dominantes: (1) que a região amazônica podia ser dividida em grandes compartimentos ecológicos homogêneos (várzea, terra firme); (2) que os fatores ambientais eram limitantes à ocupação humana da região. A partir da década de 1980, o determinismo ecológico que caracterizava esse debate começou a ser criticado, e outras hipóteses foram levantadas para explicar os padrões de uso e ocupação e o desenvolvimento sócio-cultural na Amazônia, incluindo os contextos demográfico, geográfico, econômico e sócio-político no período pós-contato (Beckerman 1979; Chagnon &

Hames 1980; Roosevelt 1991).

No início da década de 1990, Moran (1990) propõe a tipologia de bacias (Sioli 1984) como forma de superar a dicotomia várzea x terra firme e explicar a questão da sustentabilidade e da influência da diversidade ambiental regional sobre os sistemas sociais amazônicos. De acordo com esse modelo, o aumento de produtividade do ecossistema, de acordo com o tipo de água dos rios (brancas>claras>negras), corresponderia a um aumento na sustentabilidade e na qualidade de vida biológica das populações humanas assentadas nestas bacias.

Os rios de águas brancas, como o Amazonas, são altamente produtivos e suas várzeas apresentam uma elevada capacidade suporte devido à relativa fertilidade do solo e à facilidade de acesso aos recursos aquáticos. Entretanto, a várzea também é um ambiente de risco às atividades produtivas, apresentando desvantagens para a ocupação humana, como a impossibilidade do uso de culturas agrícolas perenes, devido às cheias anuais. Além disso, inundações extremas ocasionais e de difícil previsibilidade, que recobrem mesmo os terrenos mais altos, são fatores adicionais de risco (Denevan 1986). Na região estuarina do rio Amazonas, a grande diversidade de palmeiras de valor econômico e o acesso a recursos fluviais e marinhos permitem sistemas intensivos de manejo agroflorestal, de alta capacidade de suporte (Bronzizio & Siqueira 1997; Moran 1990). Somado a isso, a região estuarina não sofre as limitações impostas pelas grandes cheias sazonais (Castro 1999).

Considerando que a tipologia de bacias possa ter algum caráter preditivo sobre a sustentabilidade ambiental para a ocupação humana na Amazônia, esperaria-se que populações assentadas num mesmo tipo de bacia não apresentassem diferenças significativas nos parâmetros de avaliação de sua qualidade de vida biológica. Para testar esta hipótese, elaborou-se um estudo comparativo da qualidade de vida biológica de duas populações caboclas amazônicas situadas na bacia do rio Amazonas (águas brancas), em dois tipos diferentes de várzeas: estacional (Ilha de Ituquí, município de Santarém-PA) e estuarina (município de Ponta de Pedras, Ilha de Marajó, PA) (Adams 2002). Para a avaliação da qualidade de vida biológica destas populações utilizou-se como parâmetro o status nutricional, obtido através de estudos antropométricos e de consumo alimentar (Adams 2002). Os principais objetivos da pesquisa foram investigar a influência da diversidade ambiental regional sobre os sistemas sociais amazônicos, e avaliar o impacto nutricional do consumo de alimentos sobre os indivíduos. Neste trabalho serão apresentados e discutidos os resultados antropométricos da pesquisa.

2. Métodos

Os métodos de investigação nutricional podem ser divididos em dois grandes grupos: aqueles que investigam diretamente o consumo de alimento e aqueles relacionados ao status nutricional resultante, como a antropometria nutricional (Ulijaszek & Strickland 1993). A antropometria nutricional preocupa-se com a medida das variações nas dimensões, proporções, e de alguns aspectos da composição corpórea do corpo humano, em diferentes situações nutricionais. Desde o início da década de 1980, o crescimento e o desenvolvimento dos indivíduos (principalmente das crianças com até 10 anos de idade) têm sido considerados como bons indicadores nutricionais e de saúde de uma população (Jelliffe et al. 1989; WHO 1986). A pesquisa antropométrica tem sido utilizada para investigar dois dos maiores problemas nutricionais: a desnutrição calórico-protéica (PEM), especialmente em países em desenvolvimento, e a obesidade nos países desenvolvidos (Jelliffe et al. 1989; WHO 1986).

A desnutrição calórico-protéica (PEM) pode ser aguda ou crônica, e diferentes indicadores são utilizados para investigar as causas da desnutrição (McLaren 1991). Os indicadores mais comuns de desnutrição são taxas derivadas de medidas de estatura, peso e idade (Waterlow 1972; WHO 1986). Medidas de estatura em relação à idade são consideradas como medidas da duração da

desnutrição, ou seja, da história nutricional passada (crônica). Por outro lado, medidas de peso-por-altura são um índice do status *presente* (agudo) de desnutrição. Nesta pesquisa utilizou-se três índices: 1.) Índice de Massa Corporal (IMC - peso/altura²) na investigação do status nutricional dos adolescentes (10,0 – 19,9 anos) e adultos (> 20,0 anos), 2.) estatura-por-idade e 3.) peso-por-idade para análise da população infantil (2,0 – 9,9 anos) (WHO 1995). Os procedimentos de coleta em campo foram baseados em Frisancho (1990).

Na várzea estacional foi investigado um total de 367 indivíduos, assim distribuídos: 105 crianças (53 do sexo masculino e 52 do feminino), 103 adolescentes (50 do sexo masculino e 53 do feminino) e 143 adultos (65 homens e 78 mulheres). Na várzea estuarina foi investigado um total de 421 indivíduos, sendo 120 crianças (59 do sexo masculino e 61 do feminino), 106 adolescentes (61 do sexo masculino e 45 do feminino) e 161 adultos (70 homens e 91 mulheres). As medidas coletadas em campo foram comparadas com as referências internacionais recomendadas (Frisancho 1990; Kuczmarski & Johnson 1991; WHO 1995), e transformadas em estatísticas z médias para permitir a comparação entre populações, sexo e faixa etária. As diferenças existentes entre as estatísticas z por ecossistema foram testadas com testes t entre amostras independentes, o nível de significância foi estabelecido em 5% e assumiu-se que as variâncias eram iguais.

3. Resultados

Os resultados mostraram que houve diferenças significativas em termos de status nutricional entre as populações das várzeas estacional (Ituqui) e estuarina (Marajó). As crianças de Marajó são significativamente mais baixas que as do Ituqui, tanto no caso dos meninos (-2,090 e -1,354, respectivamente) quanto das meninas (-1,821 e -1,189, respectivamente). No caso do peso-por-idade, apenas os meninos apresentaram uma diferença significativa, sendo que aqueles do estuário são mais magros (-1,909) que os da várzea estacional (-1,240). No caso dos adolescentes, há diferença significativa de status nutricional (IMC) apenas entre os indivíduos do sexo masculino (-0,611 e -0,222, respectivamente), confirmando a tendência observada nas crianças. Quanto aos adultos, tanto os homens quanto as mulheres apresentaram diferenças significativas de IMC a favor do Ituqui (-0,731 e -0,215, respectivamente, para os homens e -0,527 e 0,180, respectivamente, para as mulheres), confirmando que as populações da várzea estacional apresenta um status nutricional mais satisfatório.

Estes resultados são contraditórios, à primeira vista, pois seria de se esperar, exclusivamente com base nas características ambientais, que a população da várzea estuarina estivesse em melhores condições. Quando o consumo alimentar nas duas várzeas é analisado (Adams 2002, Murrieta 2000, Siqueira 1997), a ingestão calórica (o fator mais crítico) na várzea estuarina é maior do que na várzea estacional, mas o consumo protéico é menor. Assim, uma explicação com base em diferenças de produtividade ligadas ao ambiente (e refletidas na alimentação), pode ser descartada temporariamente, até que análises mais refinadas dos fatores ambientais críticos possam ser conduzidas. O mais provável é que as diferenças de status nutricional entre as populações da várzea estacional e estuarina devam-se a fatores epidemiológicos, ligados à ecologia das parasitoses ou, ainda, ao gasto energético diferencial, dependendo de suas principais atividades de subsistência. Fatores históricos, sócio-culturais, políticos e econômicos, inclusive um serviço de saúde pública deficiente, também devem ser considerados em futuras análises.

4. Conclusão

Resumindo, nossos dados indicam que a tipologia de bacias proposta por Sioli 1984 parece ser insuficiente para explicar a variabilidade encontrada na qualidade de vida biológica das populações caboclas da Amazônia, como deseja Moran (1990). Todavia, devemos considerar que nossa base de dados ainda é pequena para confir-

mar tais inferências, e estudos mais abrangentes, incluindo populações assentadas em outros tipos de bacias, devem ser realizados.

5. Bibliografia

- Adams, C. (2002). Estratégias adaptativas de duas populações caboclas (Pará) aos ecossistemas de várzea estuarina e estacional: uma análise comparativa. *Departamento de Ecologia*. São Paulo, USP: 373.
- Beckerman, S. (1979). The abundance of protein in Amazonia: a reply to Gross. *American Anthropologist* 81(3): 533-60.
- Brondizio, E. S. & A. D. Siqueira (1997). From extractivists to farmers: changing concepts of caboclo agroforestry in the Amazon estuary. *Research in Economic Anthropology* 18: 233-79
- Carneiro, R. (1970). A theory of the origin of the state. *Science* 169: 733-738.
- Castro, F. (1999). Fishing accords: the political ecology of fishing intensification in the Amazon. *Environmental Sciences*. Bloomington, Indiana University: 206.
- Chagnon, N. A. & R. B. Hames (1980). La "hipótesis proteica" y la adaptación indígena a la cuenca del Amazonas: una revisión crítica de los datos y de la teoría. *Interciencia* 5(6): 346-358.
- Denevan, W. M. (1996). A bluff model of riverine settlement in prehistoric Amazonia. *Annals of the Association of American Geographers* 86(4): 654-681.
- Frisancho, A. R. (1990). Anthropometric standards for the assessment of growth and nutritional status. The University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Gross, D. (1975). Protein capture and cultural development in the Amazon Basin. *American Anthropologist* 77(3): 526-549.
- Jelliffe, D. B. *et al.* (1989). *Community nutritional assessment with special reference to less technically developed countries*. Oxford University Press, Oxford.
- Kuczmarski, R. J. & C. Johnson (1991). National nutritional surveys assessing anthropometric status. In: *Anthropometric Assessment of Nutritional Status*. J. H. Himes. Wiley-Liss, New York: 319-335.
- Lathrap, D. W. (1968). The "hunting" economies of the tropical forest zone of South America: an attempt at an historical perspective. In: *Man, the Hunter*. L. J. Devore. Chicago, Aldine: 23-29.
- McLaren, D. S. (1991). A fresh look at anthropometric classification schemes in protein-energy malnutrition. In: *Anthropometric Assessment of Nutritional Status*. J. H. Himes. Wiley-Liss, New York: 273-286.
- Meggers, B. (1987). *Amazônia. A ilusão de um paraíso*. Perdido. Itatiaia/EDUSP, Belo Horizonte/São Paulo.
- Moran, E. F. (1990). *A ecologia humana das populações da Amazônia*. Vozes, São Paulo.
- Murrieta, R. S. S. (2000). The dilemma of the "chibé"-eater. Food choices, ecology and everyday life among peasant communities in the Lower Amazon, Brazil. *Department of Anthropology*. Boulder, University of Colorado: 213.
- Roosevelt, A. C. (1991). Determinismo ecológico na interpretação do desenvolvimento indígena da Amazônia. In: *Origens, Adaptações e Diversidade Biológica do Homem Nativo da Amazônia*. W. A. Neves. Museu Paraense Emilio Goeldi-CNPq, Belém: 103-141.
- Ross, E. B. (1978). Food taboos, diet and hunting strategy: the adaptation r/to animals in Amazon cultural ecology. *Current Anthropology* 19(1): 1-36.
- Sioli, H. (ed) (1984). *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Monographie Biologicae. W. Jung Publishers, Dordrecht.
- Sponsel, L. E. (1986). Amazon ecology and adaptation. *Ann. Rev. Anthropol.* 15: 67-97.

Steward, J. & Faron (1959). South American cultures in perspective. *Native Peoples in South America*. McGraw Hill, New York: 5-17.

Siqueira, A. D. (1997). The ecology of food and nutrition: patterns of land use and nutritional status among Caboclo populations on Marajó island, Pará, Brazil. *Department of Anthropology*. Bloomington, Indiana University: 402.

Ulijaszek, S. J. & S. S. Strickland (1993). Nutritional studies in biological anthropology. In: *Research Strategies in Human Biology: field and survey studies*. C. G. N. Mascie-Taylor. Cambridge University Press, Cambridge: 108-139.

Waterlow, J. C. (1972). Classification and definition of protein-calorie malnutrition. *British Medical Journal* 3: 566-69.

WHO (1986). Use and interpretation of anthropometric indicators of nutritional status. *Bulletin of the World Health Organisation* 64(6): 929-41.

WHO (1995). Physical status: the use and interpretation of anthropometry. World Health Organisation, Geneva: 453 p.

Estrutura populacional de Espécies Florestais Não Madeireiras em Assentamento Extrativista e de Colonização, Porto Acre-AC

Cristina M. B. de Lacerda^a, Neuza T. Boufleuer^b, Lúcia H.O. Wadt^c, Christie Klisma^d, Flávio B. Gandara^e, Paulo Y. Kageyama^f, Juliélmo A. Correa^g

^aParque Zoológico-UFAC/IPGRI (crislacerda@uol.com.br);

^bPós-Graduação Manejo e Ecologia/UFAC; ^cEMBRAPA-AC; ^dRotary International; ^eESALQ/USP; ^fBolsista CNPq/RHAE

1. Introdução

O sistema extrativista é a única alternativa econômica de grande parte das populações tradicionais que vivem na Amazônia brasileira. O extrativismo apresenta impacto negativo menor sobre a floresta do que quando, comparado com outras formas de uso da terra (pecuária extensiva, extração comercial de madeira, garimpo e agricultura de monocultivo), pois não prevê a remoção da cobertura vegetal.

Tradicionalmente, o extrativismo se baseia na exploração da borracha (*Hevea brasiliensis* Arg.) e da castanha-da-amazônia (*Bertholletia excelsa* H.B.K.), sendo a castanha o produto de maior valor econômico. Recentemente, a diversificação para o uso dos recursos florestais não madeireiros têm crescido no Estado. Entre os produtos mais cotados para essa diversificação estão a copaíba (*Copaifera* sp), açaí (*Euterpe precatoria*) e andiroba (*Carapa guianensis*). O governo estadual vem trabalhando esses produtos no sentido de capacitar as comunidades para o mapeamento e estimativa de produção com a intenção de se elaborar planos de manejo comunitários.

Diversos tipos de assentamentos e uso da terra consideram o extrativismo a principal atividade econômica, como por exemplo, as Reservas Extrativistas (RESEX's) e os Projetos de Assentamentos Extrativistas (PAE's). Nesses sistemas de uso da terra, os moradores (extrativistas) possuem certa consciência conservacionista evitando o desmatamento de grandes áreas florestais. Por outro lado, existem diferentes tipos de assentamentos, onde a atividade principal é a agricultura, como por exemplo, os Projetos de Colonização (PC's). Nesses casos, a floresta é vista como um empecilho ao uso da terra, sendo considerável a pressão do desmatamento. Outro aspecto a ser considerado nesses diferentes sistemas é o tamanho dos lotes de cada família, o que tem grande influência na conservação da floresta. Nos PAE's as áreas são cerca de 300 ha e nos PC's variam de 25 a 80 ha, o que resulta numa paisagem mais desmatada quando se considera uma área com várias propriedades. De acordo com esses tipos de assentamentos percebe-se que a degradação dos sistemas florestais e perda de recursos genéticos é muito mais eminente nos projetos de colonização. Diante desses

fatos, foi feito um estudo sobre o comportamento ecológico de quatro espécies florestais importantes economicamente (Seringueira – *Hevea brasiliensis* Arg., Castanha – *Bertholletia excelsa* H.B.K., Açaí – *Euterpe precatoria* Mart e Andiroba – *Carapa guianensis* Aublet), em dois tipos de assentamentos (PAE e PC recém criado).

2. Metodologia

O estudo foi realizado no Seringal Caquetá (PAE) e no Assentamento Porto Alonso (PC), no município de Porto Acre, AC. Em cada local foram instalados transectos para estudo da estrutura populacional das quatro espécies, em diferentes ambientes (terra firme e várzea). Os transectos foram georreferenciados com GPS. No PAE foram amostrados cinco transectos de 1ha cada (1000 x 10 m) e no PC três transectos de 0.8ha cada (400 x 20 m).

Para todas as espécies, os indivíduos foram divididos em jovens e adultos, sendo três classes de jovens: Jovem I/plântula – 0.5m = altura = 1.0m, Jovem II – 1.0m < altura = 2.0 m, Jovem III – altura > 2.0 m, e Adultos (alguma evidência de reprodução). A classificação de todos os indivíduos nessas classes de tamanho foi feita com auxílio de um para-floresta (extrativista residente na área de estudo que conhece muito bem o recurso da floresta, sendo capaz de identificar as espécies com facilidade).

Cada indivíduo foi plaquetado e anotados dados da circunferência a altura do peito (CAP) para os indivíduos com CAP = 10cm, e altura total, sendo que para os jovens as alturas foram medidas com fita métrica e para os adultos foi feita estimativa.

Para análise da estrutura populacional, foram calculados, para todas as espécies, a densidade (ind.ha⁻¹) total de indivíduos e o número de indivíduos encontrados em cada classe de tamanho. A distribuição do número de indivíduos em classes de tamanho foi feita usando ferramentas do programa Microsoft Excell, com a finalidade de se avaliar a estrutura da população em termos da dinâmica de regeneração, embora se saiba que esta é uma análise estática. Os dados de CAP foram transformados para DAP (diâmetro a altura do peito) e histogramas foram construídos. O mesmo procedimento foi feito para as alturas medidas e estimadas.

Para uma melhor avaliação da estrutura populacional dessas espécies, foi feito também o levantamento de todas as castanhas adultas (produtivas) da propriedade selecionada no PAE (Limoeiro I) bem como, mapeamento de um maciço de andiroba e de açaí. Para seringueira, foi feito o mapeamento de uma estrada de seringa. Com base nesses levantamentos foi possível obter uma melhor estimativa da densidade de indivíduos produtivos e também verificar a distribuição do número de indivíduos em classes de DAP para castanha, seringueira e andiroba.

3. Resultados e Discussão

Considerando o levantamento feito nos transectos das duas propriedades, verificou-se que a densidade de indivíduos em cada uma das classes de tamanho não diferiu muito entre os locais (PAE e PC), especialmente para castanha e andiroba. Para açaí e seringueira houve diferença estatística (qui-quadrado ao nível de significância de 1%) entre os dois locais. A única espécie que apresentou uma estrutura populacional com distribuição do tipo I ou "J" invertido (Peters, 1996) foi à seringueira. A andiroba apresentou um grande número de indivíduos na classe de jovem I/plântula, mas houve uma queda significativa na classe de jovem 2 mostrando que há dificuldades para o estabelecimento dos indivíduos menores. O açaí mostrou algum problema com a regeneração, pois a densidade dos jovens III e dos adultos foi superior a das classes menores, o que não era esperado para esta espécie. A densidade de jovens I/plântula e II foi baixa indicando, talvez, uma super exploração de frutos de açaí, visto já ter ocorrido exploração comercial nesta área para venda na cidade. A castanha, por ser uma espécie que ocorre com menor densidade na floresta, foi pouco encontrada nos transectos não sendo possível uma análise de sua estrutura populacional.

O mapeamento de todas as castanheiras adultas da colocação Limoeiro I (PAE) demonstrou um DAP médio de 127,8 cm ($\pm 35,24$). A distribuição espacial das castanheiras tendeu a formação de pequenos aglomerados.

Para a andiroba, também foi feito um levantamento específico, mapeando todos os indivíduos adultos em um maciço na Colocação Limoeiro I (PAE). Neste levantamento, obteve-se um DAP médio de 34,6 cm ($\pm 11,82$). Por estes resultados pode-se verificar que a maturidade da andiroba ocorre a partir de 15 cm de DAP, pois a grande maioria das árvores apresentou DAP entre 15 e 45 cm. Também se pôde observar que esta espécie não apresenta diâmetro muito grande como ocorre com a castanheira.

O mapeamento de uma estrada de seringa, na colocação Limoeiro I (PAE) apresentou um número total de 175 madeiras (nome dado regionalmente para o número de seringueiras aptas para sangria). O diâmetro (DAP) médio das seringueiras nesta estrada foi de 49,3 cm ($\pm 20,56$).

4. Conclusões

Em todos os transectos avaliados foram encontradas as quatro espécies, com exceção da castanheira que ocorreu apenas em um dos três transectos do PC, sendo encontrado apenas um indivíduo. Em todas as amostragens o número de indivíduos de andiroba, açaí e seringueira foram altos, podendo a área ser considerada apta ao manejo dessas espécies. Foi observada diferença no número de indivíduos de cada espécie entre transectos. Este resultado evidencia a existência de ambientes preferenciais como áreas de várzea e de terra firme. O açaí e a andiroba ocorreram com maior densidade na várzea (transectos 1, 2 e 5 do PAE) e foram bastante associados um ao outro. A castanheira ocorreu preferencialmente em terra firme e a seringueira não demonstrou uma preferência clara por ambiente, embora tenha ocorrido com maior frequência na terra firme. (Apoio: IPGRI, Governo do Estado do Acre, Rotary Internacional)

5. Referências Bibliográficas

PETERS, C. M. Aprovechamiento Sostenible de Recursos no Maderables en Bosque Húmedo Tropical: Um Manual Ecológico. El Programa de Apoyo a la Biodiversidad. 51p. 1996.

Estoque de madeira morta na floresta tropical da região da Ilha do Bananal, Estado do Tocantins¹.

D. KUZATKOWSKI², M. KELLER³, D. REZENDE⁴, E. COLLICCHIO⁵

¹Pesquisa integrante do Programa LBA – Experimento de Grande Escala da Biosfera – Atmosfera na Amazônia

²Pesquisador do Instituto Ecológico, Palmas – TO, cpc@ecologica.org.br

³Pesquisador e Coordenador do Complex System Research Center, Universidade de New Hampshire, E.U.A.

⁴Pesquisador do Instituto Ecológico, Palmas – TO,

⁵Professor/Pesquisador do CEULP/ULBRA, Palmas – TO.

1. INTRODUÇÃO: Madeira morta em forma de ramos, galhos e troncos armazenados por cima do solo, denominada na leitura de CWD - Coarse Woody Debris, representa um importante componente do ecossistema da floresta tropical. A quantidade de CWD está correlacionada positivamente com a biodiversidade e os processos de troca de energia. O CWD representa uma grande reserva de nutrientes para flora e fauna do solo (Fernandes et al., 1997) e se caracteriza como um importante componente do ciclo de carbono. Rice et al. (in press) mostrou que o CWD equivale a 25% do carbono estocado nas áreas da Floresta Nacional Tapajós. Chambers et al. (2000) informa que o CWD na floresta primária da Amazônia Central representa de 6 a 18 % da biomassa viva da floresta. A grande extensão da Ilha do Bananal (maior ilha fluvial

do mundo) associada a sua Floresta Tropical que é frequentemente alagada onde a quantidade de biomassa varia de 150 a 210 t.ha⁻¹ (Rezende et al., 2001, e Kurzatkowski et al., 2003), representam um importante fator nas políticas ambientais e climáticas. A região da Ilha do Bananal chamada “Ecotonal” representa uma grande diversidade do ecossistema e é ainda pouco conhecida e estudada. Nesse sentido o presente trabalho teve como objetivo mensurar o estoque de madeira morta na Floresta Tropical na região da Ilha do Bananal.

2. MÉTODOS: As medições foram realizadas no entorno da Ilha do Bananal, à oeste do Estado do Tocantins, próximo ao Centro de Pesquisa Canguçu, com coordenadas geográficas 9°58'41"S e 50°02'12" W. As áreas florestais foram diferenciadas através de frequência de inundação pela água: (1) Áreas Inundadas Raramente, em média cada 3-4 anos, com nível de enchente abaixo de 0,5 m, por período até 90 dias e (2) Áreas Inundadas Anualmente, com nível de enchente variando de 0,5 a 3,0 m, durante período de 90-150 dias. No presente estudo foram considerados ramos, galhos e troncos mortos, com diâmetro superior a 2 cm encontrados acima do solo. Não foram incluídas as árvores mortas em pé. O trabalho foi realizado nos meses de outubro e novembro de 2002, onde para quantificar o volume do material utilizou-se o método denominado “Line Intercept Sampling” (Ringval e Stahl 1999). Nas áreas de estudo, com o auxílio de uma trena de 50 m, foram marcadas linhas de 1200 m de comprimento na floresta tipo 1 e 1100 m, na floresta tipo 2. Todos os galhos e troncos mortos encontrados nas linhas marcadas foram registrados sob dois aspectos: (a) A cada 50 m foi realizada uma amostragem aleatória em 10 m de comprimento, onde foram contados os ramos, galhos e troncos mortos com diâmetro entre 2 e 5 cm entre 5 e 10 cm; (b) Em todo o comprimento da linha marcada, foi realizada a medição do diâmetro dos ramos superiores a 10 cm, bem como, foram avaliadas quanto aos seus estados de decomposição de acordo com Harmon et al. (1995). Para a avaliação de decomposição utilizou-se 5 classes: 1- madeira fresca, forte ainda com folhas e/ou com galhos pequenos fixados; 2- madeira ainda sólida, com casca, sem folhas e galhos finos; 3- madeira sólida, com cascas se soltando; 4- madeira em estado inicial de decomposição sendo possível de ser quebrada com um chute; 5- madeira em estado avançado de decomposição e possível de ser quebrado ou partida com as mãos. O Peso seco do CWD (Ps_{CWD}) foi calculado através dos valores do volume do material (V) e da densidade da madeira (?) respectivamente para as classes de decomposição, de acordo com a equação: $(Ps_{CWD}) = V \cdot \bar{n}$. Os valores da densidade média para CWD determinados na Floresta Nacional do Tapajós por Keller et al. (2002) em relação dos diâmetros foram utilizados no presente trabalho os seguintes: para diâmetros de 2 a 5 e 5 a 10 cm 0,45, e para diâmetros acima de 10 cm considerou-se as classes de decomposição de 1 a 5 que equivalem: 0,75, 0,60, 0,45, 0,30, 0,15, respectivamente. Análise estatística foi realizada com uso do teste One-Way-Anova.

3. RESULTADOS: Nas Áreas Inundadas Raramente (IR) o volume total de CWD encontrado foi de 42,48 m³.ha⁻¹. Este valor foi 54% maior do que o valor obtido nas Áreas Inundadas Anualmente (IA) onde foi encontrado 19,51 m³.ha⁻¹. Nas áreas IR maior parte do material (28,47 m³.ha⁻¹) foi encontrado em forma de ramos de diâmetro superior a 10 cm, o que representa 67% do volume total, sendo que a maioria do material ficou classificado nas classes de decomposição de 3 e 5 com valores variando de 15,38 e 9,58 m³.ha⁻¹ respectivamente. Nas áreas IA, observou-se também que a maior parte do material (7,88 m³.ha⁻¹) foi encontrado em forma de ramos com diâmetro superior a 10, cm o que representa 40% volume total do CWD sendo que a maioria dos materiais ficaram classificadas nas classes de decomposição de 3 e 5, com valores correspondendo a 3,22 e 2,24 m³.ha⁻¹ respectivamente. Nas áreas IR os ramos com diâmetros variando de 2 a 5 cm obteve-se o volume médio de 6,87 m³.ha⁻¹ e para diâmetros de 5 a 10 cm, observou-se o volume médio de 7,14 m³.ha⁻¹. Já nas áreas

IA este valor foi de 5,63 m³.ha. para os diâmetros variando de 2 a 5 cm e de 6,0 m³.ha⁻¹, para os diâmetros de 5 a 10 cm.

Com relação ao Peso seco do CWD, nas Áreas Inundadas Raramente foi obtido o valor de 16,17 t.ha⁻¹ e nas Áreas Inundadas Anualmente foi de 7,75 t.ha⁻¹. Percebe-se que o PS CWD das áreas IA, foi cerca de 52% inferior ao das áreas IR

O Peso seco do CWD obtido no presente trabalho representa aproximadamente 10% de peso seco da biomassa viva encontrada na região da Ilha por Kurzatkowski et. al., (2003). Este valor se assemelha com os dados obtidos pelo Chambers (2003) na Amazônia Central. Comparando com as áreas primárias da Floresta Nacional de Tapajós e Cauaxi, onde foram encontradas (por Keller et. Al. 2003) quantidades de CWD variando entre 103 e 115 t ha⁻¹ na Floresta da Região Ilha do Bananal estes valores correspondem a aproximadamente 7 vezes e 14 vezes nas IR e IA, respectivamente.

Nas áreas IR maior parte do material (9,86 t.ha⁻¹) foi encontrado em forma de ramos com diâmetro superior a 10 cm, o que representa 61% do peso total, sendo que a maioria do material ficou classificado nas classes de decomposição de 3 e 5 com valores de 6,92 e 1,44 t. ha⁻¹ respectivamente. Nas áreas IA, a maioria do material (2,70 t.ha⁻¹) foi encontrado em forma de ramos com diâmetro de 5 a 10 cm, o que representou 35% peso seco total do CWD. Para os ramos de diâmetros variando de 2 a 5 cm obteve-se o p.CWD de 2,53 t.ha⁻¹, e para diâmetros superiores a 10 cm, o valor de 2,52 t.ha⁻¹.

O teste One-Way-Anova não detectou diferenças estatísticas entre o Volume (P=0,165) e Peso seco (P=0,245) do CWD nas áreas de estudo.

4. Conclusão:

Os valores observados tanto para volume quanto para Peso seco do CWD, nas Áreas Inundadas Raramente foram aproximadamente 50% maiores do que os obtidos nas Áreas Inundadas Anualmente;

Em ambas áreas de estudo foi observado o predomínio de madeira morta com diâmetro superior a 10cm;

As classes de decomposição que predominam nas duas áreas de estudo foram de 3 a 5, sendo que não foi encontrado materiais mortos com classe de decomposição 1 (material fresco), o que pode indicar que a maioria das árvores devem morrer ainda durante a época chuvosa.

5. Bibliografia

- CHAMBERS, J.Q.; Higushi, n.; schiMEL, J.P.; FERREIRA, L.V. MELACK, J.M.: Decomposition and carbon cycling of death trees in tropical forest of the central Amazon. *Oecologia* 122, p. 380- 388. 2000
- FEARNSIDE, P.M., Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazon: net committed emissions. *Clim. Change* 35, p.321-360.1997
- HARMON, M.E.; WHIGHAM, D.F.; SEXTON J.; OLMSTED, I.: Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forest of the Northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 27, p. 305-316. 1995
- KELLER, M., PALACE, M., ASNER, G., P., PEREIRA, R., SILVA, J., N., M. Coarse Woody Debris in Undisturbed and Logged Forests in the Eastern Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, Submitted
- KURZATKOWSKI, D., REZENDE, D., COLLICCHIO, E.: Análise de Estoque da Biomassa e de Carbono em Formações Florestais na Região Ecotonal da Ilha do Bananal, Estado Tocantins, III Congresso Científico do CEULP/ ULBRA, 2003.
- REZENDE, D.; MERLIN, S.; SANTOS, M. Seqüestro de carbono: uma experiência concreta. 2. ed. rev. e atu. Aparecida de Goiânia: Ed. Poligráfica. 2001, 178p.
- RICE A.H.; PYLE E.H.; SALESKA S.R.: Carbon balance and vegetation dynamic in na old-growth Amazon forest. *Ecologica Applications*. (In press)

RINGVAL, A.; STAHL, G.: Field aspects of line intersect sampling for assessing coarse woody debris. *Forest Ecology and Management* 119, p. 163-170. 1999

Relação entre cipós e a produtividade da castanheira (*Bertholettia excelsa* H.B.K.) no Estado do Acre.

Daisy A.P. Gomes-Silva^a; Karen A. Kainer^b; Lucia H. O. Wadt^c & Rodrigo O. Perez^a

^a Bolsista RHAE/CNPq-Embrapa Acre (daisy@driis.com.br) ^b University of Florida, ^c Pesquisadora Embrapa-Acre

1. Introdução

A castanheira (*Bertholettia excelsa* H.B.K.) é uma espécie arbórea nativa da Amazônia, de grande porte, que está distribuída em florestas de terra firme. Apresenta importância tanto no aspecto social quanto econômico para as famílias que vivem do extrativismo, sendo por isso foco de alguns estudos que demonstram a preocupação com seus aspectos ecológicos. Esses estudos tem avaliado distribuição espacial (Peres & Baider, 1997), demografia (Zuidema & Boot, 2002), regeneração e o estabelecimento das plântulas (Kainer et al., 1998; Zuidema et al., 1999; Myers et al., 2000; Peña-Claros et al., 2002), além dos estudos que priorizam a fenologia, polinização (Nelson & Absy, 1985; Maués & Oliveira, 1999), e dispersão (Peres et al., 1997) como também estudos genéticos (Pardo, 2001; O'Maley et al., 1988). No entanto, pouco se sabe sobre a relação entre a produtividade das castanheiras e outros fatores que poderiam ser manipulados para favorecer a produção, proporcionando melhor desempenho econômico ao sistema extrativo e incremento de renda aos extrativistas. Os cipós relacionados com a castanheira podem ser um fator dessa natureza.

Os cipós trepadores são vegetais que apresentam estratégias morfológicas e/ou ecológicas para se desenvolverem no interior da floresta, muitas vezes iniciando sua vida como plântulas terrestres e utilizam-se do próprio hospedeiro ou seus vizinhos como suporte para escalar e ocupar a copa das árvores (Gentry, 1991). Além da competição por luz nas copas (Putz, 1991), também os cipós podem competir efetivamente por água e nutrientes.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar os cipós infestantes em castanheiras e estabelecer uma relação entre os níveis de infestação de cipós com a produtividade, o crescimento diamétrico e outras características das castanheiras adultas selecionadas em uma área da Reserva Extrativista Chico Mendes, Acre.

2. Metodos

A área selecionada para o trabalho foi uma unidade produtiva da Resex Chico Mendes, a Colocação Rio de Janeiro situada no Seringal Filipinas, município de Xapuri-AC, coordenadas 19L UTM 536750 8807720 com área total de 420ha. Para este estudo, foram selecionadas 140 castanheiras com DAP > 50cm, sendo avaliado produção de frutos em 2002 e 2003, pela contagem de todos os frutos (ouríços) caídos ao pé da árvore e pesagem das sementes provenientes de 50 frutos (nos casos em que houve menos de 50 frutos, foram pesadas todas as sementes). A forma da copa foi avaliada baseada em cinco (5) categorias conforme Synnott (1979): Perfeita, Boa, Tolerante, Pobre e Muito pobre. A posição da copa foi categorizada baseada no Índice de incidência luminosa citado pelo mesmo autor como: (1) Dominante; (2) Co-dominante, (3) Intermediária; e (4) Suprimida. Também foi feita uma caracterização da infestação por cipós na copa considerando quatro níveis: (1) sem cipó; (2) \leq 25% da copa infestada; (3) de 25 a 75% de infestação na copa; e > 75% da copa infestada. A infestação de cipós no tronco foi considerada apenas como: com cipós e sem cipó.

A área da copa de cada uma dessas árvores foi calculada com base na medição dos diâmetros menor e maior das mesmas.

Uma avaliação mais detalhada dos cipós infestantes nestas 140 castanheiras foi realizada mediante a contagem e medição do diâ-

metro na base dos mesmos, para cálculo de área basal. A posição dos cipós em relação a árvore foi avaliada definindo-se raios de ocorrência, como: R1 = 0 a 5m; R2 5 a 10m; R= 10 a 15m e R4 = 15 a 20m. Além dessas medições, todos os cipós foram identificados ao nível de família, por botânico prático, e amostras botânicas férteis estão sendo coletadas para identificação científica.

Análises estatísticas foram feitas para tentar explicar o efeito das variáveis medidas (infestação de cipós, forma e posição da copa, área da copa) sobre a produção média das castanheiras nos anos de 2002 e 2003. Para efeito de análise, as variáveis: área da copa e produção média de sementes foram transformadas para obter normalidade. A relação entre a infestação por cipós e outras variáveis foram avaliadas utilizando o modelo univariado não paramétrico, considerando a distribuição de Poisson. Todas as análises foram feitas utilizando SAS Inc. versão 8.2.

3. Resultados

Nas 140 castanheiras selecionadas foram observados 452 indivíduos de cipós, sendo os raios 1 e 2 os que concentraram o maior número de indivíduos (315 e 94 respectivamente). O diâmetro dos cipós variou de 3,3 cm a 9,6 cm (64,5%), no entanto 8 indivíduos tiveram o diâmetro variando de 21 cm a 29,3 cm e se concentraram principalmente no raio 1. Com relação a produção observou-se que as árvores mais produtivas apresentaram DAP superior a 100cm. A produção média de frutos por árvore no ano de 2002 foi de 69,6 frutos e em 2003 de 71,4, porém a produção média de sementes em 2002 foi de 10,28 Kg por árvore e em 2003 de 9,99 kg por árvore, demonstrando que não houve diferença significativa de produção entre os dois anos.

Os resultados obtidos com as análises estatísticas demonstraram que o nível de infestação de cipós na copa ($p=0,0362$) foi um fator importante para explicar produção. No entanto, as variáveis DAP ($p=0,0439$), forma da copa ($p<0,0001$) e a interação entre infestação de cipó na copa e a forma da copa ($p=0,0155$) também foram significativos.

Quando analisado independentemente, o número de cipós totais e área basal total de cipós, foram ambos muito significativos em explicar a infestação por cipó na copa ($p<0,0001$). Adicionalmente, o nível de infestação foi mais explicado pelo número de cipós presentes nos raios 1 e 2 ($p<0,0001$). Raio 3 foi também significativo, ($p=0,0243$), mas o raio 4 não foi significativo ($p=0,8363$).

4. Conclusões

As conclusões mais significativas na relação entre cipós e a produção das castanheiras foram:

- A grande maioria dos cipós infestante nas castanheiras está estabelecida a menos de 10m de distância das árvores e apresentam diâmetro na base inferior a 10cm;
- A infestação de cipó na copa, DAP, forma da copa e a interação cipó na copa x forma da copa apresentaram relação significativa com a produção;
- A produção média de sementes por árvore, nos anos de 2002 e 2003 foi de 10,13Kg;
- Tanto o número de cipós quanto área basal dos mesmos explicaram o nível de infestação de cipós na copa das castanheiras;

5. Referências Bibliográficas

GENTRY, A. The distribution and evolution of climbing plants. 1991. pp. 3-42. In: The Biology of Vines. Edited by Putz, F. and Mooney H.A. Cambridge University Press

KAINER, K.A.; DURYEY, M.L.; MACÊDO, N.C.; WILLIAMS, K. Brazil nut seedling establishment and autecology in Extractive Reserves of Acre, Brazil. 1998. Ecological Applications, 8 (2):397-410.

MAUES, M.M. e OLIVEIRA, F.C. Fenologia reprodutiva e entomofauna polinizadora da castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. E Bonpl. Lecythidaceae) na Amazônia Oriental. 1999. EMBRAPA/CPATU. Documentos 123:25-30.

MYERS, G.P.; NEWTON, A.C.; MELGAREJO, O. The influence of

canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. 2000. Forest Ecology and Management, 127:119-128.

NELSON, B.W.; ABSY, M.L. *et al.* Observations on flower visitors to *Bertholletia excelsa* H. e B. and *Coutatari tenuicarpa* A. C. Sm. (Lecythidaceae). 1987. Acta Amazônica (Supl.) 15 (1/2):225-234.

O'MALLEY, D.M.; BUCKEY, D.P.; PRANCE, G.T.; BAWA, K.S. Genetics of Brazil nut (*Bertholletia excelsa* H.B.K. - Lecythidaceae). 1988. Theoretical and applied genetics, 76:929-932.

PARDO, M.de. Estrutura genética de castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) em floresta e em pastagens do leste do estado do Acre. Piracicaba, 2001.72p. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós.

PEÑA-CLAROS, M.; BOOT, R.G.A.; DORADO-LORA, J.; ZONTA, A. Enrichment planting of *Bertholletia excelsa* in secondary forest in the Bolivian Amazon: effect of cutting line width on survival, growth and crown traits. 2002. Forest Ecology and Management 161:159-168.

PERES, C.A.; BAIDER, C. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in Southeastern Amazonia. 1997. Journal of tropical Ecology 13:595-616

PERES, C.A.; SCHIESARI, L.C.; DIAS-LEME, C.L. Vertebrate predation on Brazil nuts (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae), an agouti-dispersed Amazonian seed crop: a test of the escape hypothesis. 1997. Journal of Tropical Ecology, 13:69-79.

PUTZ, F.E. Silvicultural effects of lianas. 1991. pp. 493-502. In: The Biology of Vines. Edited by Putz, F. and Mooney H.A. Cambridge University Press.

SYNNOTT, T. J. A manual of permanent sample plots procedures for tropical rainforests. 1979. Tropical Forestry Papers No. 14. Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford, Oxford.

ZUIDEMA, P.A.; BOOT, R.G.A. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. 2002. Journal of Tropical Ecology 18:1-13.

ZUIDEMA, P.A.; DIJKMAN, W.; RIJSOORT, J. Crescimento de plantines de *Bertholletia excelsa* H.B.K. en función de su tamaño y la disponibilidad de luz. 1999. Ecologia en Bolivia, 33: 23-35.

Efeito da fragmentação na densidade de espécies pioneiras e clímax numa floresta tropical de terra firme na Amazônia Central.

D'Angelo, S. A.¹; Andrade, A.C.S.¹; Izzo, T. J.¹; Laurance, W.F.²

¹Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, PDBFF- INPA/Smithsonian sammya@inpa.gov.br

²Smithsonian Tropical Research Institute - Balboa, Republic of Panama

1. Introdução

A floresta Amazônica é caracterizada por sua alta diversidade biológica com diferentes tipos de vegetação. A vegetação da mata de Terra Firme não é florística e estruturalmente homogênea (Ribeiro et al. 1999), além de não ser sazonalmente inundada pela cheia dos rios, diferenciando assim das florestas de várzea e igapó. Embora a Amazônia brasileira ainda possua grandes áreas de floresta intactas, as crescentes taxas de desmatamento são responsáveis pela formação de uma paisagem fragmentada.

A fragmentação do habitat, por definição, é a redução na área original e o conseqüente isolamento de remanescentes florestais, de diferentes tamanhos, cercados por áreas perturbadas. A partir do isolamento, a vegetação do entorno destas ilhas de vegetação ficam expostas a uma maior insolação e à modificação do regime de ventos (Oliveira & Daly 2001). Uma série de mudanças físicas e biológicas que ocorrem, associadas as bordas artificiais, são chama-

das de efeitos de borda, e têm um enorme impacto sobre ambientes fragmentados. Esta perturbação influencia a sucessão vegetal pela mudança no nível de recursos disponíveis e a eficiência da recrutamento. Em pequenas clareiras e em pequenas capoeiras naturais, o recrutamento de espécies sucessionais acontece rapidamente e o lugar torna-se coberto por espécies pioneiras que são as espécies que inicialmente colonizam áreas perturbadas (Bazzaz & Pickett 1980).

Espécies pioneiras precisam de maior quantidade de luz para se estabelecer, sendo mais difícil quando em ambientes sombreados. As sementes geralmente pequenas, são continuamente e proliferamente produzidas sem considerar uma estação definida, e são eficientemente dispersadas pelo vento ou animais (Whitmore, 1976). Swaine and Whitmore (1988) definem como espécies pioneiras aquelas com alta fecundidade, sementes pequenas, dependência de grandes aberturas para germinação ou estabelecimento, altas taxas de crescimento, período curto de vida, e alta mortalidade na sombra.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da fragmentação sobre a composição de grupos de espécies pioneiras e clímax, bem como avaliar a densidade dessas espécies ao longo do tempo.

2. Material e Métodos

A área de estudo está localizada a 80 km ao Norte de Manaus no estado do Amazonas, Brasil, e é parte do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), uma cooperação do Smithsonian Institution e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Os fragmentos estudados pelo projeto estão em três fazendas situadas no distrito agropecuário sob jurisdição da Superintendência da Zona Franca de Manaus (Suframa), em área liberada para ocupação nos anos 80. Entre 1980 e 1984, uma série de sítios experimentais florestados, com áreas variando de 1 a 100 ha, foram isolados. Antes da fragmentação, as populações vegetais e animais da área foram estudadas, para comparação com estudos posteriores ao isolamento (Laurance & Delamônica 1998).

O clima da região é tropical úmido com temperatura média de 26,7°C e precipitação média anual de 2,186mm, sendo março e abril os meses mais úmidos, com precipitação em torno de 300mm, enquanto julho, agosto e setembro são os meses mais secos (Lovejoy and Bierregaard 1990). Os solos são predominantemente podzols vermelho-amarelo e latossolos amarelos (Ranzani 1980). A vegetação dominante é uma floresta de terra firme sempre verde, com espécies emergentes chegando a 55m.

Nos anos 70, os locais de colonização receberam grandes incentivos para plantação de culturas perenes, como parte de um programa nacional de estabelecimento de fazendas de gado na região, o que motivou um grande número de colonizadores. No mesmo período teve início o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, visando acompanhar ao longo dos anos o efeito da fragmentação em florestas de diferentes tamanhos. Um dos componentes-chaves do PDBFF é um estudo de longo prazo do efeito da fragmentação sobre a comunidade de árvores. De 1980 a 1986, todas as árvores ≥ 10 cm de DAP (diâmetro a altura do peito = 1,30m), foram inventariadas em 39 parcelas (100 x 100m) de 1 ha, localizadas em fragmentos florestais (Rankin-de Merona *et al.*, 1992). Existem 4 fragmentos de 1 ha, 3 de 10 ha e 2 de 100 ha. As árvores, foram marcadas, numeradas com fichas de alumínio e mapeadas. Uma amostra do material botânico de cada indivíduo foi coletado para sua identificação no nível de família, gênero e/ou espécie. Desde então, cada parcela vem sendo recenseada de 3 a 5 vezes, entre 1985-2003, durante os quais todas as árvores novas com DAP ≥ 10 cm são marcadas, mapeadas e identificadas.

As espécies foram agrupadas em pioneiras e clímax, utilizando um banco de dados preliminar sobre ecologia de árvores. Dentre aproximadamente 1.200 espécies, sendo a grande maioria clímax, foram escolhidas 10 espécies pioneiras e 10 espécies clímax. Sendo as espécies pioneiras, *Bellucia grossularioides* (Melastomataceae), *Cecropia purpurascens* (Cecropiaceae), *C. sciadophylla*, *C. distachya*,

Goupia glabra (Celastraceae), *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae), *Pourouma guianensis* (Cecropiaceae), *Vismia cayennensis* (Clusiaceae), *V. guianensis*, *V. japurensis*, e as espécies clímax, *Corythophora alta* (Lecythidaceae), *Eschweilera romeu-cardosoi* (Lecythidaceae), *E. coriacea*, *E. truncata*, *Ecclinusa guianensis* (Sapotaceae), *Manilkara bidentata* (Sapotaceae), *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae), *Naucleopsis caloneura* (Moraceae), *Protium decandrum* (Burseraceae), *Swartzia reticulata* (Leguminosae).

Para comparação entre os dois grupos ao longo do tempo, foi usado uma ANOVA com medidas repetidas, considerando como tempo (0), antes da fragmentação; tempo (1), 7 anos após a fragmentação e tempo (2), 17 anos após a fragmentação. Para comparação das densidades de cada espécie, entre os tempos 0 e 2, foi utilizado um teste t-pareado. Para isso foram selecionadas aquelas que estavam presentes em 10 ou mais parcelas, reduzindo para 6 o número de espécies pioneiras.

3. Resultados e Discussão

Avaliando os grupos de espécies, encontramos diferença significativa entre as densidades de clímax e pioneiras ($F=54,578$; $gl= 1$; $P<0,001$), ou seja, de modo geral existem mais plantas clímax do que pioneiras. Não houve diferença entre as parcelas estudadas ($F=1,229$; $gl=38$; $P=1,169$). Encontramos diferenças entre os períodos antes da fragmentação e posterior a fragmentação ($F=13,985$; $gl= 2$; $P<0,001$). Houve interação entre a variável tempo e entre os grupos estudados ($F=18,571$; $gl= 2$; $P<0,001$), indicando que a abundância de plantas pioneiras e clímax se comportam de maneira diferente ao longo do tempo de fragmentação. Enquanto o grupo de pioneiras tendem a aumentar o grupo de clímax tende a diminuir.

Avaliando separadamente cada espécie, considerando apenas antes e 17 anos após a fragmentação, encontramos que das 10 espécies clímax, *Micropholis guyanensis* e *Protium decandrum*, foram negativamente afetadas pela fragmentação ($T=4,435$; $gl=38$; $P<0,001$ e $T=3,436$; $gl=36$; $P\leq 0,002$, respectivamente). Enquanto, das 6 espécies pioneiras, *Cecropia purpurascens* ($T=-3,540$; $gl=11$; $P\leq 0,005$), *C. sciadophylla* ($T=-2,661$; $gl=19$; $P\leq 0,015$), *Pourouma guianensis* ($T=-2,075$; $gl=22$; $P\leq 0,050$) e *Vismia cayennensis* ($T=-3,612$; $gl=9$; $P\leq 0,006$) foram favorecidas pela fragmentação, apenas a espécie *Goupia glabra*, diminuiu ($T=3,279$; $gl=28$; $P\leq 0,003$). A espécie *Cecropia sciadophylla* aumentou aproximadamente 30 vezes em abundância (0.550 para 16.350), talvez devido ao grande número de sementes produzida por essa espécie, e consequentemente maior disponibilidade no banco de sementes, ou ainda, pelo seu crescimento rápido e estabelecimento sem grandes exigências de alta luminosidade. *C. sciadophylla* é uma planta sucessionária típica de áreas perturbadas, como clareiras, ao contrário de espécies como *Vismia* sp., que colonizam principalmente áreas de pastos (não incluídas em nosso estudo). Das espécies de *Vismia* sp. inicialmente selecionadas, apenas *V. cayennensis* apresentou frequência suficiente para ser conduzido o teste estatístico.

Uma das consequências da fragmentação é um aumento na mortalidade de grandes árvores (Laurance *et al.* 2001). Elevadas taxas de mortalidade alteram a dinâmica de clareiras, promovendo a proliferação de espécies sucessionais adaptadas a áreas perturbadas (Laurance *et al.* 1998), ou seja, maiores condições para o estabelecimento de espécies pioneiras. Isto quer dizer que espécies representadas por poucos indivíduos, podem desaparecer, dando lugar a espécies mais comuns como a Embaúba e o Lacre (Oliveira & Daly 2001).

A fragmentação também altera a composição e riqueza de espécies da floresta, e o estabelecimento e crescimento de espécies sucessionais precoces nos trópicos, pode ser extremamente rápido. De acordo com Brokaw (1985), avaliando indivíduos ≥ 1 m de altura, a taxa de crescimento em altura foi significativamente maior para espécies pioneiras do que para espécies clímax em 9 dos 13 sítios estudados e segundo Brokaw (1987), plântulas de espécies pioneiras começam a aparecer no primeiro ano após a formação e

clareiras. Em nossa análise observamos um forte efeito na densidade de pioneiras, mas um efeito menor as plantas clímax, o que sugere que as espécies clímax selecionadas podem possuir características mais resistentes ao processo de fragmentação, ou o efeito pode estar relacionado a classe de tamanho (DAP) estudada. Num estudo desenvolvido por Turner *et al.* (1996), com plantas de diferentes hábitos, uma amostra da flora representada em herbário sofreu uma extinção de 50,9% das espécies nativas, em 100 anos de isolamento. Considerando que nosso estudo inclui apenas espécies arbóreas adultas, provavelmente precisaremos de mais tempo para que a fragmentação tenha efeito na densidade ou diversidade de espécies. Os 17 anos de isolamento foram suficientes para o aumento na densidade de pioneiras, porém, não o bastante para substituição das clímax.

4. Conclusões

Espécies adaptadas às perturbações são favorecidas em detrimento daquelas características de florestas primárias. Considerando o efeito da fragmentação como um processo contínuo, provavelmente as espécies clímax ainda não sofreram grandes mudanças, devido ao tempo de isolamento ou o grau de perturbação terem sido insuficientes para afetar a densidade dessas espécies.

Com o aumento do tempo de fragmentação, existe um aumento na densidade de espécies pioneiras, e isto pode ocasionar no futuro uma substituição de espécies, e como consequência o estabelecimento de novas espécies, provocando uma mudança na composição arbórea dos fragmentos.

5. Bibliografia

- Bazzaz, F. A. & Pickett, S. T. A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: A Comparative Review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11:287-310.
- Brokaw, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, 66(3), pp. 682-687.
- Brokaw, N. V. L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 75, 9-19.
- Hubbell, S. P. & Foster, R. B. 1987. La estructura espacial en gran escala de un bosque neotropical. *Rev. Biol. Trop.*, 35 (Supl. 1): 7-22.
- Laurance, W. F. & Delamônica, P. 1998. Ilhas de sobrevivência. *Ciência Hoje*, vol 24, nº 142.
- Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L. & Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, vol. 404, p.836.
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G. & Delamônica P. 1998. Tropical Forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management* 4418: 1-8.
- Lovejoy, T. E. and R. O. Bierregaard, Jr. 1990. Central Amazonian forests and the Minimum Critical Size of Ecosystems Project. In: *Four Neotropical Rainforests* (ed. A. H. Gentry), pp. 60-71. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Moran, E. F., Eduardo Brondizio & Paul Mausel 1994. Secondary Succession. *National Geographic Society's. Research & Exploration* 10 (4): 458-476.
- Oliveira, A. A. & Daly, D. C. 2001. Florestas do Rio Negro. *Companhia das Letras, UNIP.*
- Rankin-de Merona, J. M.; Prance, J. M.; Hutchings, R. W.; Silva, M. F.; Rodrigues, W. A. & Uehling, M. A. 1992. Preliminary results of a large-scale inventory of upland rain forest in the central Amazon. *Acta Amazonica* 22: 493-534.
- Ranzani, G. 1980. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazonica*, 10, 7-41.
- Ribeiro, J. E. L. da S., Hopkins, M. J. G., Vicentini, A., Sothers, C. A., Costa, M^a, A. da S., Brito, J. M. de, Souza, M^a A. D. de, Martins, L. H. P., Lohmann, L. G., Assunção, P. A. C. L., Pereira,

E. da, Silva, C. F. da, Mesquita, M. R. & Procópio, L. C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme n Amazônia Central.* Midas Printing Ltda. 816 p. il.

Swaine, M. D. & T. C. Whitmore 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio* 75: 81-86.

Turner, I. M., Chua, K. S., Ong, J. S. Y., Soong, B. C. and Tan, H. T. W. 1996. A century of plant species loss from na isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology*, vol.10, nº4, pp. 1229-1244.

Whitmore, T. C. 1976. Gaps in the forest canopy. In: Tomlinson, P. B. and Zimmermann, M. H., *Tropical trees as living systems: The proceedings of the Fourth Cabot Symposium held at Harvard Forest, Petersham Massachusetts, Cambridge University Press*, cap 27, p 639-655.

A importância dos municípios para conservação na região do Juruá Purus, Amazonas

Eduardo Martins Venticinqu¹ e Leandro Ferreira ²

¹ PDBFF- (Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais) convênio - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Smithsonian Institution) – Manaus, AM, Brasil - email: edmventi@inpa.gov.br

² Museu Paraense Emílio Goeldi - Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia - Belém-PA, Brasil

1. Introdução

A Amazônia, o maior bioma brasileiro, apresenta somente 3.62% de sua área em unidades de conservação de proteção integral (Ferreira 2001), sendo que a conservação da biodiversidade pode ser considerada um dos maiores desafios da humanidade para o próximo século. Calcula-se que um terço da biodiversidade mundial esteja concentrada em terras brasileiras, principalmente nos ambientes em melhor estado de conservação e em ecossistemas únicos como a floresta Amazônica (Amorim e Pires 1996). A política e estratégias de conservação na Amazônia Legal é motivo de muitas controvérsias, sendo que necessitamos urgentemente de bases para a tomada de decisões futuras direcionando os tipos de cenários que vamos ter no futuro da Amazônia. O ritmo rápido do desmatamento e das outras formas de destruição está fechando as oportunidades para conservação e para uso sustentável tanto dentro como fora das unidades de conservação. Isto significa que o Brasil tem que agir agora para definir prioridades e proceder com a expansão e fortalecimento do seu sistema de unidades de conservação na Amazônia (Fearnside 2003).

Este trabalho concentra seus esforços em uma das sete regiões definidas no seminário de Macapá 1999, a região do Juruá – Purus, no estado do Amazonas. Tencionamos analisar a situação dos polígonos definidos em Macapá 1999 e dos municípios em relação as unidades de conservação de proteção integral, uso sustentável e terras indígenas.

2. Material e Métodos

Das 385 áreas (polígonos) prioritárias identificadas no seminário de Macapá, 68 estão localizadas na região denominada Juruá – Purus -Acre, 39 estão no estado do Amazonas, o foco deste trabalho. Foram excluídas da análise, os polígonos com maior ligação ao estado do Acre. Os polígonos excluídos são os seguintes: JU007, JU008, JU064 e JU065 (estes possuem apenas uma pequena superfície inserida no Amazonas). O polígono JU022 é bastante extenso e compreende área nos dois estados, sendo analisado separadamente para cada estado.

A primeira parte deste estudo foi realizada através de reuniões com técnicos do IPAAM (Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas), FUNAI (Fundação Nacional do Índio), COIAB (Coordenação das Organizações Indígenas da Amazônia Brasileira),

INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) e pesquisadores ou pessoas que já residiram nestas regiões. A segunda etapa, contou com um novo seminário, agora no Acre, em 2002, onde cada polígono foi analisado individualmente, por dois grupos formados por técnicos, Ambientalistas, representantes dos povos indígenas, representantes de comunidades ribeirinhas e pesquisadores. As bases digitais de informação espacial sobre Unidades de Conservação, Terras Indígenas, malha viária, drenagem e municípios foram fornecidas pelo ISA (2001). Realizamos uma análise da situação territorial de cada município segundo os percentuais de área em unidades de conservação de proteção integral, unidades de conservação de uso sustentável, terras indígenas e porcentagem de área do município que foi incluída nos polígonos sem sobreposição com qualquer categoria de áreas protegidas. Esses dados também foram relacionados com crescimento populacional, população urbana e população rural (censo 2000 IBGE)

3. Resultados

A região do Juruá/Purus/Acre ocupa 72.158.391 ha (14,4 %) da área da Amazônia Legal sendo composta por 22 municípios no estado do Amazonas. A área total desta região no estado do Amazonas é de 56.843.401 hectares. Nela estão incluídas 43 terras indígenas, ocupando uma área de 16.029.500 hectares (28% - porcentagem em relação a região Juruá – Purus no estado do Amazonas), uma unidade de conservação de proteção integral (Reserva Biológica de Abufari), com 208.503 hectares (0,36 %), cinco unidades de conservação de uso sustentável (três Florestas Nacionais, uma Floresta Estadual, e uma Reserva Extrativista), somando 1.871.044 hectares (3,2%). Nesta região ainda estão incluídos 39 polígonos, ocupando 32.351.963 hectares (57% - desconsiderando integralmente o polígono JU022). Considerando que existe uma sobreposição dos polígonos com as Unidades de Conservação e Terras Indígenas, o total desta área é de 36.662.913 hectares (64%). Essa situação mostra a baixa porcentagem de áreas protegidas em UC de proteção integral e mesmo de uso sustentável nesta região do estado do Amazonas.

Existe uma tendência de municípios maiores possuírem uma porcentagem menor de suas áreas em UC de uso sustentável e Terras Indígenas. Esse padrão é menos acentuado quando analisamos a porcentagem de área dos polígonos. Devido a baixa frequência de unidades de conservação de proteção integral, não existe um padrão quanto a distribuição das porcentagens em função do tamanho do município, no entanto, é no município de Tapauá, o maior da região, que se encontra a REBIO de Abufari. Concluindo, o tamanho do município, embora apresente uma tendência, não é um bom descritor para explicar a distribuição das porcentagens de áreas de conservação e terras indígenas na região do Juruá-Purus.

Os municípios da região variaram aproximadamente de 8.000 a 70.000 habitantes, sendo Tefé e Coari os municípios mais populosos. A maior parte dos municípios tem até 25.000 habitantes. Não houve relação entre o número de habitantes e porcentagem de áreas protegidas por qualquer dos grupos analisados. Isso indica que os grandes municípios, em geral, têm uma potencialidade maior para o estabelecimento de UC em função de se minimizar os conflitos fundiários, devido a uma densidade demográfica reduzida. Aqui a palavra conflito fundiário, é utilizada no sentido de ocorrer menos encontros com comunidades de moradores locais, o que em geral, se não realizado de maneira consultiva e participativa, leva a conflitos. No caso das TIs, podemos notar que grandes municípios com baixa densidade demográfica tem uma reduzida porcentagem de seu território em TIs. Isso é bastante evidente nos municípios de Tapauá, Labrea e Jutai. Estas cidades possuem áreas maiores que 65.000 km², densidades menores que 0.5 habitante/km² e menos de 10% de seu território em terras indígenas. Situação oposta ocorre em Atalaia do Norte que possui a maior parte de sua área em TI. Como grupo intermediário, temos os municípios

de Pauini, Canutama, Juruá e Beruri, com áreas aproximadamente entre 20.000 e 45.000 km², 0.5 habitante/km² e menos de 10% de seu território em terras indígenas. No outro extremo, temos Benjamin Constant e Tefé, com situações semelhantes quanto a densidade demográfica e tamanho do territórios, mas completamente oposta quanto a porcentagem de área em TI. Enquanto Benjamin possui mais de 80% de sua área em TI, Tefé não possui nenhuma TI em seu território.

A porcentagem de áreas dos polígonos sem sobreposição com TIs na relação entre área e densidade demográfica apresenta um padrão distinto, principalmente para as cidades de tamanho de densidade demográfica intermediárias. As cidades que tiveram a maior parte de sua área incluída nos polígonos foram as de tamanho entre 10.000 e 30.000 km², sendo que a densidade demográfica variou bastante, mas as porcentagens de área dos polígonos ficou entre 30 a 60%.

No cenário, de áreas consideradas importantes para conservação da biodiversidade, existe um aumento bastante expressivo na quantidade de área com recomendações para estabelecimento de UC's. No entanto é válido lembrar que estas áreas não são todas destinadas a proteção integral, embora a grande maioria tenha sido considerada de "alta prioridade para conservação da biodiversidade". Por exemplo, como ficaram alguns municípios como Caruaru, que ficaram com 69% de seu território em novas áreas protegidas, mas já tinha 27% em Terras Indígenas e 13% em UC de uso sustentável. Destes 69%, 13% já fazem parte da RESEX do Médio Juruá. Em outro extremo temos Coari que anteriormente não continha em seu território nenhuma área protegida e que agora contém 40%. Tapauá é o maior município da região e contém em seu território a única UC de proteção integral (REBIO de Abufari), no entanto, na área existe no Rio Tapauá e Igarapé do Capitão, um potencial muito grande para estabelecimento de UC de proteção integral com dimensões bastante expressivas. Pauini tem uma situação parecida, abrigando em seu território, provavelmente, o maior tabocal do estado do Amazonas. Esse área se localiza fora de qualquer polígono, tem sobreposição com a área do INCRA supostamente destinada a um assentamento e é de difícil acesso. Nesta análise consideramos esta área com uma forte inclinação ao estabelecimento de UC de proteção integral. O município de Lábrea contém vários campos cerrados que necessitam com máxima urgência de medidas para sua proteção. Neste município, foram localizadas quatro áreas potenciais para o estabelecimento de UC. Já em Guajará, existe uma enorme área de Campina (JU 008), no entanto não entro em detalhes sobre a discussão desta área, mas existe a possibilidade de que com a expansão dos limites do PN da Serra do Divisor, essa área seja incorporada. Outros municípios, como Uarini, Alvarães, São Paulo de Olivença, Humaita e Guajará; não houve indicação de novas áreas protegidas.

4. Discussão

Na região do Javari, Juruá e Purus, na qual fizemos um levantamento da situação existente em função da implementação das recomendações geradas no seminário de Macapá de 1999, foram encontradas poucas iniciativas e consequentemente poucos conflitos. Em grande parte, os polígonos indicados estão contidos totalmente ou parcialmente em áreas indígenas, sendo esta situação bastante pronunciada na região do Rio Javari. Na região do Rio Juruá, existe uma verdadeira lacuna de iniciativas de implementação de unidades de conservação, sendo esta uma das grandes bacias hidrográficas que não contam com nenhuma unidade de conservação de proteção integral no estado do Amazonas. O alto Rio Purus possui uma quantidade de terras indígenas relativamente alta em comparação com o baixo curso do rio, onde esta sendo proposta a criação de uma RDS. De forma geral, as recomendações realizadas tiveram pouca influência na região. A falta de estratégias mais específicas e iniciativas para a conservação na região do Juruá Purus podem desperdiçar, no estado do Amazonas, oportunidades para

conservação e desenvolvimento sustentável nessa região. As decisões sobre a qual categoria, a seleção de locais para o estabelecimento de unidades de conservação e o processo de implementação nessa região devem levar em conta as oportunidades existentes em função de áreas com relevância biológica e com potencial de minimizar os conflitos sociais. Outro aspecto muito importante nessa região, é a contribuição dos povos indígenas para o futuro da conservação, uma vez que 28% desta área está ocupada por terras indígenas. A discussão do valor de conservação das terras indígenas tem uma importância especial para esta região.

Nesta área, existem interesses em diferentes níveis dos governos. Atualmente, o governo estadual parece estar atuando mais na área do que o governo federal na região do alto Solimões. No entanto, até o momento, a atuação do governo federal é bem mais marcada pela grande quantidade de terras indígenas já demarcadas, por todas as unidades de uso sustentável serem decretadas em escala federal e a única unidade de proteção integral ser a REBIO de Abufari, também federal. Aparentemente, os municípios começam a se organizar melhor para as questões ambientais. Frequentemente, o governo ao nível federal, estadual e municipal têm prioridades contraditórias para a criação e estabelecimento de unidades de conservação, sendo que estas podem levar à perda de oportunidades para conservação e desenvolvimento sustentável (Fearnside 2003). Na região do Juruá Purus, até o momento, formalmente não existe uma política de criação de Unidades de conservação em nenhum destes níveis governamentais. Existem algumas poucas iniciativas, mas até o momento estas são incipientes e não estão integradas em um programa para a região. Esse estudo identificou várias áreas com um alto potencial para intensificação de estudos para o estabelecimento de unidades de conservação de diferentes categorias. Também pudemos identificar alguns municípios com um alto potencial em função da extensão de seu território, baixa densidade demográfica e representatividade de paisagens. A estratégia de esclarecer e organizar os governantes municipais para fins conservacionistas é uma tarefa que devemos iniciar o mais rápido possível no sentido de integrar os municípios em programas de conservação e estabelecimento de unidades de conservação.

5. Literatura Citada

Amorim, D. de S & Pires, M.R.S. 1996. Neotropical Biogeography and a method for maximum biodiversity estimation, p 183-219. Em: Bicudo C.E.M. & N.A. Menezes (eds). Biodiversity in Brazil, a first approach. CNPq, São Paulo, 326 p.

Fearnside, P.M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development* 31(5) (no prelo).

Ferreira, L. V. 2001. A representação das Unidades de Conservação no Brasil e a Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade nas Ecorregiões do Bioma Amazônia, Tese de Doutorado em Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade do Amazonas, Manaus, AM.

(Muitas pessoas auxiliaram de uma forma inestimável a realização deste trabalho. Agradecemos a Artemisia do Valle e Cristina Fischer do IPAAM, Luciene Pohl (COIAB), Lucia Py-Daniel (INPA) e demais participantes do Seminário em Rio Branco, Acre em 2002 pelas discussões e valiosas informações sobre a região do Juruá Purus. Agradecemos a Marina Antongiovanni pelas sugestões e revisão do texto. O suporte financeiro para a realização deste trabalho foi fornecido pelo ISA e WWF - Brasil. Agradecemos o PDBFF por permitir usar o laboratório MALOCA de geoprocessamento para realizar as análises.)

Dinâmica de vegetação do ecótono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Quaternário tardio, empregando técnicas fitossociológicas e os isótopos do carbono do solo e das plantas

Elaine Vidotto¹; Aduino de Souza Ribeiro²; Luiz Carlos Ruiz Pessenda¹; Hermes Augusto de Freitas¹

¹Laboratório de ¹⁴C, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo (evidotto@cena.usp.br). ²Departamento de Biologia, Universidade Federal de Sergipe.

1. Introdução

Ao sul da Amazônia brasileira encontra-se uma região com vegetação de savanas e matas abertas denominada de "Campos naturais de Humaitá-Pucari", ocupando uma área de 3.800 Km², numa faixa de 500 Km entre os rios Madeira e Purus. Estas savanas foram classificadas pelo Radambrasil (1978) como vegetação de cerrado, pelas características fitofisionômicas com o cerrado do Brasil Central e encontram-se em contato natural com as florestas da região com predomínio de vegetação de gramíneas. As florestas apresentam cobertura do dossel irregular permitindo a entrada de luminosidade formando diferentes estratos inferiores. Em geral as savanas encontram-se nos platôs, em depressões com características hidromórficas que mantêm-se alagadas por aproximadamente 6-7 meses durante o período das chuvas e secam durante a estiagem, formando-se horizontes orgânicos que são excelentes materiais para estudos de reconstrução paleoambiental, relacionados à trocas de vegetação.

Este trabalho apresenta um estudo sobre a dinâmica atual e trocas de vegetação que ocorreram durante o Holoceno (últimos 10.000 anos) em ecótonos de transição floresta-campo no sul da região Amazônica. As interpretações foram baseadas em técnicas fitossociológicas e em análises isotópicas (d¹³C e ¹⁴C) da matéria orgânica do solo (MOS) e das plantas.

Os valores de d¹³C (‰) das plantas C₃, representadas pela maioria das espécies arbóreas e por algumas gramíneas e ciperáceas, são significativamente mais empobrecidos (mais negativos, entre -20,0‰ e -35,0‰) do que das plantas C₄ (entre -9,0‰ e -16,0‰), representadas pela maioria das gramíneas, permitindo observar um gradiente isotópico entre os ecossistemas de florestas e campos. Portanto, a MOS, que provém quase que exclusivamente da vegetação de cobertura, aparece como testemunho de eventos (climáticos, trocas de vegetação) que ocorreram no passado. Assim as composições florística e isotópica são fundamentais na caracterização das vegetações e dos contatos floresta-campo. Os isótopos do carbono do solo permitem caracterizar a dinâmica existente entre as vegetações e auxiliam na interpretação de prováveis trocas de vegetação e clima em períodos passados.

2. Área de estudo

A área de estudo está localizada ao sul da Amazônia, nos km 79 (8°10' S/63°48' W) e 83 (8°10' S/ 63°46' W) ao longo da BR-319, entre as cidades de Porto Velho (RO) e Humaitá (AM). A média anual de precipitação é de aproximadamente 2.500 mm e a temperatura média de 25°C. A precipitação máxima ocorre durante o verão (outubro-março) e o período seco de junho a agosto. A cobertura pedológica está desenvolvida sobre as rochas da Formação Solimões, constituída de sedimentos continentais areno-argilosos (Sampaio & Northfleet, 1973). Os solos são imperfeitamente drenados do tipo Laterita hidromórfica e Podzólico plântico. A vegetação é representada pelo contato entre floresta e campos naturais.

3. Material e métodos

Foram feitas coletas de amostras de solos para análise da razão isotópica, ¹³C/¹²C (d¹³C), e datação ¹⁴C da MOS e de algumas plantas para análise isotópica foliar. Para caracterizar a vegetação arbórea dos locais de amostragem (floresta e borda) utilizou-se o método do Ponto Quadrante (Brower et al., 1998). As variáveis

densidade (D) e área basal (G), como indicativo do volume de biomassa, foram utilizadas na caracterização da vegetação. Foram analisados, também, os parâmetros relativos de densidade (DR), frequência (FR) e dominância (DoR) e Índice de Valor de Importância (IVI). Para caracterizar a vegetação herbácea no campo utilizou-se o método do Ponto-Contato (Whitman & Siggeirsson, 1954).

4. Resultados e discussões

O ecótono de borda floresta-campo caracterizou-se por apresentar três habitats: a floresta com 100% de cobertura arbórea, onde predominaram as palmeiras adaptadas às condições ombrófilas; a borda, uma faixa estreita de 10 a 20 m, com espécies características como a *Himatanthus sucuuba* e a *Caraipa savannarum*, e o campo que apresentou dois estratos: um arbóreo com predominância das espécies *Caraipa savannarum* e *Himatanthus sucuuba* e um herbáceo onde predominaram as gramíneas C_4 .

Os valores do $\delta^{13}C$ foliar das espécies arbóreas da floresta apresentaram-se entre -29,3‰ e -34,1‰, que são concordantes com os valores de $\delta^{13}C$ da MOS encontrados nas camadas superficiais dos solos amostrados sob vegetação de floresta, que ficaram entre -24,4‰ e -29,0‰. Na borda, 90% das espécies analisadas apresentaram $\delta^{13}C$ entre -27,8‰ e -33,8‰, característicos de vegetação C_3 e 10% entre -13,2‰ e -16,1‰, característicos de vegetação C_4 . No campo a maioria das gramíneas apresentou um valor de $\delta^{13}C$ característico de vegetação C_4 , entre -12,8‰ e -13,5‰, com exceção das gramíneas *Panicum* sp e *Aristida capillacea* que apresentaram um valor de -27,0‰. Tal mistura de plantas C_3 e C_4 foi verificada nas camadas superficiais do solo localizado no campo, onde o $\delta^{13}C$ da MOS foi -22,0‰.

Os valores de $\delta^{13}C$ da matéria orgânica dos perfis dos solos estudados em maiores profundidades (aproximadamente -26,0‰), indicaram um predomínio de plantas C_3 no local de estudo, estimando-se um período de 10.000-12.000 anos AP (Pessenda et al., 2001). Entre 7.000-3.000 anos AP os valores de $\delta^{13}C$ foram mais enriquecidos (aproximadamente -18,0‰), indicando maior influência de plantas C_4 e sugerindo uma regressão da floresta, associada a um clima mais seco do que o presente. A partir de 3.000 anos AP até o presente os dados indicaram expansão da vegetação C_3 associada a um provável retorno de um clima mais úmido, semelhante ao atual. Mudanças similares de vegetação foram observadas em estudos realizados na região Amazônica (Desjardins et al., 1996; Gouveia et al., 1997; Pessenda et al., 1998a, b; Freitas et al., 2001).

Os dados estruturais da vegetação indicaram que o ecótono floresta-campo na região de estudo apresenta estrutura vegetacional característica, com gradientes de espécies lenhosas no sentido floresta-campo. A área basal caracterizou o gradiente de biomassa, sendo no km 79 de 19,23 m²/ha Û 11,15 m²/ha Û 9,16 m²/ha no sentido floresta, borda e campo, respectivamente, e no km 83 de 30,7 m²/ha Û 13,5 m²/ha Û 4,5 m²/ha. A hipótese de que a floresta está avançando sobre o campo provavelmente possa ser constatada pelo enriquecimento de espécies da borda nos campos, como a *Caraipa savannarum* e a *Himatanthus sucuuba*. A presença destas espécies (encontradas com maior abundância nas bordas do ecótono) na floresta também podem estar indicando que esta avançou sobre a borda e que elas estejam conseguindo sobreviver às condições florestais. No habitat de floresta no km 79 observou-se a presença de alguns indivíduos mortos de *Caraipa savannarum*, que provavelmente não conseguiram sobreviver na floresta.

5. Conclusões

Os resultados de $\delta^{13}C$ e datação ^{14}C indicaram que no início do Holoceno (~ 10.000 anos AP) a área estudada foi coberta por vegetação C_3 . Entre 7.000-3.000 anos AP, os dados mostraram maior influência de plantas C_4 , indicando uma regressão da floresta associada a um provável clima mais seco que o atual. De 3.000 anos AP até o presente os dados indicaram expansão da vegetação C_3 associada a um provável retorno de um clima mais úmido, semelhante ao atual. Os dados estruturais e fitossociológicos da vegetação também indi-

caram o avanço atual da floresta sobre o campo, que pode ser observado pelo enriquecimento de espécies da borda sobre o campo, como a *Caraipa savannarum* e *Himatanthus sucuuba*.

6. Agradecimentos

À FAPESP (01/01151-5) pelo suporte financeiro.

7. Referências bibliográficas

- BRASIL. (1978). Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto Radambrasil. Folha SB 20 Purus. 566p. (Levantamento de Recursos Naturais, 17).
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H.; VON ENDE, C.N. (1998). Field and laboratory methods for general ecology. 4ª Ed. WCB. Mc Graw Hill, 273p.
- DESJARDINS, T.; FILHO, A.C.; MARIOTTI, A.; GIRARDIN, C. (1996). Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazônia during the Holocene as revealed by soil organic carbon isotope ratios. *Oecologia*, v.108, p.749-756.
- FREITAS, H.A; PESSENDA, L.C.R.; ARAVENA, R.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R. (2001). Late Quaternary vegetation dynamics in the Southern Amazon Basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. *Quaternary Research*, v.55, p.39-46.
- GOUVEIA, S.E.M.; PESSENDA, L.C.R.; ARAVENA, R.; BOULET, R.; ROVERATTI, R.; GOMES, B.M. (1997). Dinâmica de vegetações durante o Quaternário recente no sul do Amazonas indicada pelos isótopos do carbono (^{12}C , ^{13}C e ^{14}C). *Geochimica Brasiliensis*, v.11, n.3, p.355-367.
- PESSENDA, L.C.R.; GOUVEIA, S.E.M.; ARAVENA, R.; GOMES, B.M.; BOULET, R.; RIBEIRO, A.S. (1998a). ^{14}C dating and stable carbon isotopes of soil organic matter in forest-savanna boundary areas in Southern Brazilian Amazon Region. *Radiocarbon*, v.40, p.1013-1022.
- PESSENDA, L.C.R.; GOMES, B.M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R.; GOUVEIA, S.E.M. (1998b). The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystem transect: implication for vegetation changes in Rondônia State, southwestern Brazilian Amazon region. *The Holocene*, v.8, p.631-635.
- PESSENDA, L.C.R.; BOULET, R.; ARAVENA, R.; ROSOLEN, V.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; LAMOTTE, M. (2001). Origin and dynamics of soil organic matter and vegetation changes during the Holocene in a forest-savanna transition zone, Brazilian Amazon region. *The Holocene*, v.11, n.2, p.250-254.
- SAMPAIO, A. & NORTHFLEET, A. (1973). Estratigráfica correlação das bacias sedimentares brasileiras. In: Ann. Congr. Soc. Bras. Geol., 27. Aracaju, 3, p.189-206.
- WHITMAN, W.C., SIGGEIRSSON, E.I. (1954). Comparison of line interception and point contact methods in the analysis of mixed grass range vegetation. *Ecology*, 35(4), p.431-436.

Estrutura trófica da ictiofauna de igarapés de terra firme sob diferentes graus de integridade da floresta adjacente.

Elane Bivar de Souza^a, *Jansen Alfredo Sampaio Zuanon*^b, *Fernando pereira de Mendonça*^c

^a Bolsista CNPQ/PIBIC (alelane@ig.com.br); ^b Pesquisador INPA/CPBA; ^c Mestre INPA/CPBA

Projeto financiado pelo PDBFF- INPA/Smithsonian

1. Introdução

Um dos componentes importantes das florestas tropicais são os igarapés que as atravessam e que criam, mesmo nos sistemas de terra firme, uma importante heterogeneidade estrutural (Lima e Gascon, 1999). Além deste efeito no componente terrestre do sistema, os igarapés mantêm uma fauna

diversa que é sustentada energeticamente principalmente pelo material orgânico (folhas, galhos, flores, frutos, invertebrados) importado do sub-sistema terrestre circundante (Henderson e Walker, 1986; Nolte, 1988; Nessimian *et al.*, 1998). Esta dependência trófica deve gerar, em tese, uma associação marcada entre as características da floresta que circunda o igarapé e a riqueza em espécies, a repartição de espécies em guildas ou categorias tróficas, e a abundância de determinados grupos dentro dessa comunidade.

As modificações devido à fragmentação devem gerar alterações de estrutura de habitat, incluindo queda de folhicho (Sizer, 1992) e alterações de composição do material que é importado para os igarapés, determinando mudanças previsíveis em sua estrutura e função. Como os demais grupos animais presentes nesse ambiente aquático, os peixes de igarapés apresentam uma elevada dependência da entrada de material alóctone no sistema (Sabino e Zuanon, 1998; Esteves e Aranha, 1999). Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar as possíveis mudanças de estrutura e função da ictiofauna em igarapés submetidos à fragmentação e alteração da cobertura vegetal em suas áreas de drenagem.

2. Métodos

Amostras de peixes foram coletadas com uso de rapichés, peneiras de malha metálica e pequenas redes, em 20 igarapés de 1ª a 3ª ordem, em área de terra firme na região entre Manaus e Presidente Figueiredo, AM, em fevereiro (chuva) e outubro (estiagem) de 2001. Para avaliar o possível efeito do tipo de cobertura vegetal sobre a ictiofauna, foram estudados igarapés em áreas de mata contínua, fragmentos de 10 e 100 ha e áreas alteradas (capoeiras e pastos). Em cada igarapé, um trecho de 20 m de comprimento foi cercado com redes de bloqueio de malha fina (3 mm), e um esforço padronizado de coleta foi aplicado: dois coletores, durante 30 min. (em igarapés de 1ª ordem) a 45 minutos (3ª ordem). Todos os exemplares coletados foram imediatamente preservados em formalina 10%, e posteriormente triados, identificados e contados. O trato digestório completo dos exemplares foi retirado através de uma incisão abdominal. O conteúdo digestório de cada exemplar foi examinado em placa de Petri sob o microscópio estereoscópio, onde os itens alimentares foram triados, identificados e quantificados. A participação dos diferentes tipos de alimento na dieta das espécies foi avaliada com o uso dos métodos de *frequência de ocorrência* (número de vezes em que determinado tipo de alimento ocorre, em relação ao total de estômagos com alimento; expresso como porcentagem), e *volume relativo* (participação de cada tipo de alimento consumido, em relação ao volume total de alimento no estômago, em porcentagem) (Hynes, 1950). Após a caracterização das dietas, as espécies foram classificadas em seis categorias tróficas: insetívoros alóctones e autóctones; invertívoros alóctones e autóctones (consumidores de outros invertebrados que não insetos); herbívoros (vegetais superiores), perífívoros (perífiton), piscívoros (peixes), carcinófagos (macrocrustáceos, principalmente camarões), carnívoros (consumidores de matéria orgânica de origem animal, sem predomínio de um dos tipos de alimento mencionados anteriormente) e onívoros (consumidores de material de origem animal e vegetal em proporções variadas, sem predomínio de um tipo de alimento).

As relações entre os tipos de igarapés (ordem, grau de fragmentação florestal e tipo de cobertura vegetal) e os valores de riqueza de espécies, abundância relativa de indivíduos e participação relativa por categorias tróficas foram avaliadas por meio de estatísticas descritivas e regressões lineares simples. As informações sobre a participação dos diferentes tipos de cobertura vegetal na área de entorno dos igarapés foram obtidas a partir de imagens de satélite georreferenciadas. Para cada ponto de amostragem, calculou-se uma zona-tampão ao longo do curso d'água, com largura variando entre 50, 100, 150, 200 e 250 metros, medida a partir das margens dos igarapés. Para cada uma dessas zonas-tampão, calculou-se en-

tão a porcentagem relativa de cobertura por floresta primária, capoeiras, pastagens e solo exposto. As regressões lineares calculadas utilizaram como variável independente a porcentagem de floresta primária no entorno de cada ponto de amostragem.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 1267 exemplares de peixes, distribuídos em 55 espécies, 18 famílias e seis ordens. O número de peixes coletados no período de chuva e estiagem foi de 51 e 38 espécies, respectivamente. Dezesete espécies foram coletadas exclusivamente na época de chuva (fevereiro), e quatro espécies exclusivamente na estiagem (outubro); 34 espécies foram comuns aos dois períodos de coleta. O número médio de espécies de peixes nos igarapés foi $9,6 \pm 5,8$ dp (mín. =7, máx. =13) para mata contínua, $10,6 \pm 2,2$ dp (9-12) para fragmentos florestais de 10 e 100 ha, e $10,3 \pm 8,6$ (6-15) para ambientes alterados (capoeiras e pastagens). Isso indica a ocorrência de uma variabilidade aparentemente maior nas áreas alteradas.

Do total de 55 espécies registradas, houve predomínio de insetívoros autóctones (38,2%), seguidos pelos carnívoros (30,9%) e onívoros (10,9%). Em relação ao número de exemplares, a categoria mais importante foi a dos onívoros, com 44,8%, seguida pelos carnívoros (26,4%) e insetívoros autóctones (18,6%). A análise da variação sazonal da dieta foi realizada com as cinco espécies mais abundantes, que representam 44,3% do total de exemplares coletados no período da chuva ($n = 610$) e 44,1% durante a estiagem ($n = 657$). *Hyphessobrycon* cf. *agulha* e *H. aff. melazonatus* foram consideradas como carnívoras no período de chuva, e passaram a ser classificadas como insetívoras alóctones no período da estiagem. Isto indica uma maior dependência das espécies de peixes do material proveniente da floresta nesse período, o que pode estar relacionado com variações sazonais nos ciclos biológicos dos invertebrados aquáticos presentes nos igarapés.

Não houve relações significativas entre a quantidade relativa de floresta em torno dos igarapés e a porcentagem de participação das espécies ou indivíduos das diferentes categorias tróficas nas comunidades de peixes (testadas com uso de regressões lineares simples). Isso indica que a estrutura trófica da ictiofauna de igarapés de terra firme provavelmente baseia-se em processos internos aos igarapés, sem reflexos evidentes das alterações na cobertura vegetal, ao menos para os igarapés incluídos no presente estudo. No entanto, a boa qualidade da matriz ambiental (ampla cobertura de floresta primária dominando o entorno dos fragmentos, capoeiras e pastagens) provavelmente funciona como uma grande zona-tampão, atenuando os impactos decorrentes das alterações na cobertura vegetal local.

4. Conclusões

De forma geral, a participação das espécies de peixes por categorias tróficas reflete a dependência da biota aquática dos alimentos oriundos da floresta adjacente. Neste sentido, a pequena ocorrência de insetívoros alóctones estritos no período de chuvas pode ser considerada surpreendente, por outro lado, a mudança de categoria trófica exibida por algumas espécies (passando de carnívoras para insetívoras alóctones) indica que deve haver uma variação sazonal importante na oferta e/ou consumo de insetos alóctones para o sistema aquático.

Estudos detalhados da dieta de espécies que ocorrem tanto em ambientes ecologicamente íntegros, quanto em locais com diferentes graus de alteração da cobertura vegetal original (fragmentos florestais, capoeiras e pastagens), poderiam revelar a ocorrência de modificações mais sutis na estrutura trófica desses igarapés. Resultados preliminares de estudos de dieta de duas espécies que ocorrem tanto em igarapés íntegros quanto alterados confirmam a hipótese de que essas espécies apresentam uma alta plasticidade alimentar, o que permite que elas se alimentem eficientemente mesmo em ambientes perturbados.

5. Referências bibliográficas

- Esteves, K. E.; Aranha, J. M. R. (1999). Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp. 157-182 *In* Caramaschi, E. P. *et al.* (eds.) Ecologia de peixes de riachos. *Oecologia Brasiliensis*, Vol. VI, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 260 p.
- Hynes, H. B. N. (1950). The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol.*, 19:36-58.
- Lima, M. G.; Gascon, C. (1999). The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91:241-247.
- Henderson, P. A.; Walker, I. (1986). On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. *Journal of Tropical Ecology*, 2:1-16.
- Nolte, U. (1988). Small water colonizations in pulse stable (varzea) and constant (terra firme) biotopes in the Neotropics. *Archiv für Hydrobiologie*, 113:541-550.
- Nessimian, J. L.; Dorvillé, L. F. M.; Sanseverino, A. M.; Baptista, D. F. (1998). Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, 15:35-50.
- Sizer, N. C. (1992). The impact of edge formation on regeneration and litterfall in a Tropical rain forest fragment in Amazonia. Ph.D. Thesis. University of Cambridge, Cambridge.
- Sabino, J.; Zuanon, J. (1998). A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 8(3):201-210.

O efeito de variáveis edáficas e topográficas sobre a distribuição de *adenomera andreae* (müller, 1923) (amphibia : leptodactylidae) em uma meso-escala espacial na Amazônia Central

Fabiano W. S. Guimarães e Albertina P. Lima
 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Pesquisa em Ecologia. Av. Efigênio Sales, 3922. Manaus/AM. 69060-020 (fwaldez@inpa.gov.br e lima@inpa.gov.br).

1. Introdução

As variações na paisagem relacionadas ao solo e a topografia influenciam a distribuição da herpetofauna (Hadden & Westbrooke, 1996; Giaretta, 1999; Vonesh, 2001). A presença de determinados microhabitats pode funcionar como um fator promotor de diversidade mais importante que o tamanho da área, como indicado para sapos na Amazônia Central (Zimmerman & Bierregaard, 1986). Visando conhecer em maiores detalhes essa variação na diversidade associada a determinados ambientes, este estudo teve por objetivo avaliar o efeito de variáveis relacionadas ao solo e o relevo sobre a distribuição do anuro *Adenomera andreae* em uma meso-escala espacial. *Adenomera andreae* é um pequeno leptodactídeo (25 mm tam. max.) de hábitos diurno/noturno encontrado na serrapilheira das florestas tropicais da Amazônia Central. Seus girinos ocorrem em ninhos de espuma escavados no solo, onde completam o desenvolvimento independente do ambiente aquático (ver Frost, 2002 para literatura). A herpetofauna de serrapilheira das florestas tropicais constitui um grupo bem diversificado (Allmon, 1991; Giaretta, 1999), que tem a composição e a abundância de espécies numa escala local, determinadas por interações entre fatores físicos e bióticos do ambiente (Scott, 1976; Toft, 1980; Liebermann, 1986; Heinen, 1992; Giaretta *et al.*, 1999). Portanto, um grupo adequado para se testar a hipótese de um padrão de distribuição baseado na variação edáfico-topográfica da paisagem. Esse trabalho faz parte de uma pesquisa que avalia a estrutura espacial de espécies que compõem a herpetofauna diurna de serrapilheira numa

área de floresta madura em Manaus/AM.

2. Métodos

Área de estudo - O estudo foi realizado na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD) localizada a 25 km da cidade de Manaus/AM. A RFAD tem uma área com 10.000 ha de Floresta Tropical Úmida de Terra Firme. Uma formação de platôs no centro da reserva funciona como divisor de águas, separando as bacias de drenagem em uma bacia-oeste, que drena para afluentes de água preta (rica em ácidos húmicos dissolvidos), e uma bacia-leste, que drena para afluentes de água branca (rica em sedimentos suspensos) (Ribeiro *et al.*, 1999). Desenho amostral - Consistiu em um sistema de trilhas que forma uma grade com 18 trilhas e abrange uma área de 64 km². Cada trilha tem 8 km de extensão e nas nove trilhas direcionadas em sentido oeste-leste foram instaladas parcelas permanentes de amostragem, ao longo de cada quilômetro, totalizando 72 parcelas na reserva. A parcela tem 250 m de comprimento, com largura variável a depender do taxa investigado e segue a curva de nível do terreno (Magnusson, 2002). Coleta de dados - Foram realizadas duas contagens em cada parcela, a primeira entre nov. e dez. de 2002 (início da estação chuvosa) e a segunda entre fev. e abr. de 2003 (meio da estação chuvosa). Parcelas de 1 X 250 m foram amostradas entre 8 e 16 h. A contagem foi feita por duas pessoas através de censo visual com revolvimento da serrapilheira, empregando um esforço mínimo de procura de 120 minutos/pessoa. Os animais capturados foram devolvidos ao ambiente depois de pesados, medidos e sexados. Os animais não capturados também foram contados e seus tamanhos estimados. O volume da camada de serrapilheira foi medido a cada 50 m dentro da parcela. Toda serrapilheira contida numa área de 60 X 60 cm foi acondicionada e prensada dentro de um balde graduado de oito litros para leitura do volume ocupado. Para análise foi considerada a média das cinco amostras por parcela. As amostras de solo e inclinação do terreno, também foram obtidas a cada 50 m dentro das parcelas, respectivamente por meio de um trado para coleta de solo e um clinômetro, sendo a média das cinco amostras por parcela consideradas para a análise. Análise de dados - Em *A. andreae* o menor tamanho registrado para fêmeas ovuladas foi de 18,8 mm (Moreira & Lima, 1991) assim, subdividimos nossa população em duas classes de tamanho corporal (rostror-uróstulo): indivíduos menores que 15 mm (jovens) e indivíduos de tamanho igual ou maior que 15 mm (sub-adultos/adultos). O modelo que testou o efeito das variáveis: bacia de drenagem em que a parcela se localiza, volume da serrapilheira, inclinação do terreno, proporção de argila e pH do solo, sobre a distribuição dos indivíduos jovens e sub-adultos/adultos de *A. andreae* foi avaliado por análise de covariância (ANCOVA). Para avaliar a ocorrência de colinearidade entre as variáveis independentes utilizou-se correlação de Spearman. Como variável dependente para os sub-adultos/adultos foi utilizada a soma dos indivíduos encontrados por parcela nas duas contagens. Para os jovens, apenas a segunda contagem foi utilizada por corresponder a 99,9% do total de indivíduos jovens encontrados. Todas as análises foram realizadas no pacote estatístico SYSTAT 8.0.

3. Resultados e Discussão

Um total de 1522 indivíduos de *Adenomera andreae* foram registrados nas duas contagens. Sendo, 349 sub-adultos/adultos (99 %) e 4 jovens (1 %) na primeira contagem e 277 (24%) sub-adultos/adultos e 892 (76%) jovens na segunda. Não ocorreu alta correlação entre as variáveis independentes testadas. O modelo explicou pouco da variação ($R^2 = 0,119$) para os indivíduos sub-adultos/adultos de *A. andreae*. Apenas a inclinação do terreno contribuiu significativamente para o modelo ($F_{1,58} = 5,6$; $P = 0,022$). A abundância dos indivíduos não mostrou tendência de variar com a bacia de drenagem ($F_{1,58} = 1,4$; $P = 0,234$), volume da serrapilheira ($F_{1,58} = 0,3$; $P = 0,579$), proporção de argila ($F_{1,58} = 0,2$; $P = 0,622$) e pH ($F_{1,58} = 0,8$; $P = 0,371$) do solo. Dois casos foram excluídos da análise por serem pontos soltos (*outlier*). O modelo explicou pou-

co da variação ($R^2 = 0,197$) para os indivíduos jovens de *A. andreae*. Ocorreu uma interação entre as variáveis, proporção de argila do solo e inclinação do terreno ($F_{1,54} = 5,6$; $P = 0,021$). Houve um efeito significativo da inclinação ($F_{1,58} = 4,2$; $P = 0,045$) e do pH do solo ($F_{1,58} = 5,7$; $P = 0,020$). A abundância dos indivíduos não mostrou tendência de variar com a bacia de drenagem ($F_{1,58} < 0,001$; $P = 0,985$), volume da serrapilheira ($F_{1,58} = 1,3$; $P = 0,259$) e quantidade de argila do solo ($F_{1,58} = 0,9$; $P = 0,338$). Três casos foram excluídos da análise por serem pontos soltos (*outlier*).

Adenomera andreae esteve amplamente distribuída em toda área da reserva, sendo a espécie diurna de anuro de serrapilheira mais abundante na localidade do estudo. Diferenças na composição e abundância das espécies, já foram encontradas entre as bacias de drenagem leste e oeste da RFAD para plantas de sub-bosque, peixes de igarapé (ver Magnusson, 2002) e sapos de serrapilheira (obs. pess). Uma maior capacidade de dispersão nesta espécie pode estar relacionada a reprodução independente do ambiente aquático. Na RFAD o pH do solo é ácido variando entre 3,4 e 4,8. Uma maior abundância para jovens de *A. andreae* ocorreu nos solos menos ácidos (4 a 4,5). Como esta espécie deposita seus ovos em ninhos escavados no solo, este padrão de distribuição pode refletir uma maior mortalidade de girinos nos solos com pH mais ácido. Solos ácidos podem afetar adversamente os estágios larvais de anfíbios por ocasionar perda de sódio nos girinos e diminuir a disponibilidade de vários íons essenciais no ambiente (Wyman, 1988). Allmon (1991) estudou a distribuição de sapos de serrapilheira na região de Manaus e também não encontrou efeito do tamanho da camada de serrapilheira sobre a abundância das espécies. A natureza da relação desta variável com a abundância e a riqueza da herpetofauna ainda não foi bem definida (Scott, 1976; Giaretta et al., 1999). Uma maior abundância de *A. andreae* ocorreu em menores inclinações do terreno. Diferente de Allmon (1991) e Vonesh (2001), que não encontram relação entre a inclinação de suas parcelas e a abundância da herpetofauna de serrapilheira. A ocorrência associada aos locais mais planos pode refletir a maior umidade presente nesses ambientes, pela maior quantidade de argila nos solos dos platôs e a ocorrência de igarapés nos baixios. Concordando com a ausência de efeito do tipo do solo sobre a abundância desta espécie. Na RFAD existe um gradiente de diminuição no teor de argila do platô em direção as áreas de baixo, onde predominam solos arenosos. Este estudo considerou uma variação contínua da quantidade de argila do solo dentro de uma curva de nível. Outros trabalhos que avaliaram a distribuição da herpetofauna em áreas de floresta, ao considerar a granulometria de solo optaram pela categorização em solo arenoso ou argiloso (Allmon, 1991; Hadden & Westbrooke, 1996; Vonesh, 2001).

4. Conclusões

A distribuição de *Adenomera andreae* não pode ser determinada pelas variáveis edáfico-topográficas: bacia de drenagem em que a parcela se localiza, volume da serrapilheira, inclinação do terreno, proporção de argila e pH do solo.

A reprodução independente do ambiente aquático aparentemente origina uma menor restrição de microhabitat, possibilitando a distribuição desta espécie em toda área da reserva.

O pH do solo e a inclinação do terreno tiveram efeito significativo sobre a distribuição da espécie, principalmente durante a fase jovem. Entretanto, a interação entre a quantidade de argila do solo e a inclinação do terreno, dificulta interpretar a natureza do efeito desta última variável.

5. Referências Bibliográficas

Allmon, W. D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 7:503-522.
 Frost, D. R. 2002. *Amphibian species of the world: An on-line reference*. V2.1. The American Museum of Natural History. <http://research.amnh.org>.

Giaretta, A. A., 1999. *Diversidade e densidade de anuros de serrapilheira num gradiente altitudinal na Mata Atlântica costeira*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP.

Giaretta, A. A., K. G. Facure, R. J. Sawaya, J. H. de M. Meyer & N. Chemin. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. *Biotropica* 31(4):669-674.

Hadden, S. A. & M. E. Westbrooke. 1996. Habitat relationships of the herpetofauna of remnant Buloke Woodlands of Wimmera Plains, Victoria. *Wildlife Research* 23:363-372.

Heinen, J. T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24(3):431-439.

Magnusson, W.E. 2002. *Um sistema de amostragem da biota da Reserva Florestal Adolpho Ducke*. Congresso Brasileiro de Entomologia. Manaus/AM (CD-ROM).

Moreira, G. & A. P. Lima. 1991. Seasonal patterns of juvenile recruitment and reproduction in four species of leaf litter frogs in Central Amazonia. *Herpetológica* 47(3):295-300.

Ribeiro, J. E. L. S., M. G. Hopkins, A. Vicentini, C. A. 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. C. Pereira, C. F. Silva, M. R. Mesquita & L. Procópio. 1999. *Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. Manaus, INPA.

Scott Jr., N. J. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of Tropical forest litter. *Biotropica* 8(1):41-58.

Toft, C. A. 1980. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: a comparison of wetter and dryer sites. *Oecologia (Berlin)* 47:34-38.

Vonesh, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf litter herpetofauna. *Biotropica* 33(3):502-510.

Wyman, R. L. 1988. Soil acidity and moisture and the distribution of amphibians in five forests of Southcentral New York. *Copeia* 1988(2):394-399.

Zimmerman, B. L. & R. O. Bierregaard. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography* 13:133-143.

(Apoio Financeiro: INPA, CAPES e CNPq/PNOPG)

Identificação de clareiras através de imagens de satélite de alta resolução

Felipe de Araújo P. Sobrinho¹, Taíse F. Pinheiro¹, Marcelo P. Moreira¹, Marina A. Fonseca¹, Eduardo M. Venticque¹.

¹ Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, INPA, Laboratório de geoprocessamento (Maloca).
 e-mail: felip@inpa.gov.br.

1-Introdução

O ritmo da dinâmica florestal nos trópicos úmidos é influenciado por diversos fatores, entre os quais o regime de perturbação natural é de importância singular para a compreensão de todo o processo de renovação florestal (Uhl et al.1988). As clareiras naturais são consideradas as principais responsáveis pela regeneração das florestas tropicais e contribuem para a diversidade florística das mesmas, pois permitem que espécies tipicamente pioneiras, heliófitas permaneçam no interior da mata.

Atualmente existem várias maneiras de se estudar a forma, a idade, o tamanho e a dinâmica de clareiras, o uso de sensoriamento remoto através das imagens de alta resolução pode ser uma grande ferramenta para estes estudos. O satélite Quickbird é um sensor de

alta resolução que permite o imageamento de alvos na Terra com até 0,7m. Devido a sua alta capacidade de imagear objetos relativamente pequenos na superfície da Terra, o Quickbird permite ao usuário de suas imagens visualizar áreas com bastante detalhe, que para os outros sensores seriam relativamente homogêneas. O detalhe captado por uma imagem Quickbird é tal que nos permite perceber, em uma área de floresta primária, as sombras geradas devido a heterogeneidade nos estratos superiores da floresta. Esta heterogeneidade pode ser originada pela diferença na altura das árvores de dossel e emergentes, ou pela ruptura da continuidade do dossel, com a presença de clareiras. Neste trabalho testamos o potencial das imagens Quickbird na detecção de ocorrência de clareiras em uma área de floresta primária na Amazônia Central. Mais especificamente objetivamos responder as seguintes perguntas:

1) Sombras identificadas em uma imagem Quickbird podem funcionar como indicadores da presença de clareiras em áreas florestais?

2) O potencial de detecção de clareiras pode variar em função do tamanho das sombras identificadas nas imagens Quickbird?

2-Métodos

O estudo foi realizado a cerca de 80 Km ao norte da cidade de Manaus nos fragmentos florestais de 1 e 10 hectares localizados na Fazenda Esteio, pertencente ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF).

Para responder as perguntas propostas no trabalho, primeiramente realizamos, com o uso do programa IDRISI 32 uma classificação supervisionada das imagens Quickbird, onde dois temas foram separados: i) as áreas de sombra e ii) áreas que não correspondem a sombras (áreas de não sombra).

Usando um programa específico para Sistema de Informações Geográficas, o Arcview 3.2, as áreas de sombra identificadas na imagem classificada foram transformadas em polígonos com áreas conhecidas. Os polígonos de sombra foram, então, agrupados em 6 classes de tamanho: A) de 10 a 19,9m²; B) de 20 a 39,9m²; C) de 40 a 59,9m²; D) de 60 a 79,9m²; E) de 80 a 99,9m² e de 100m² pra cima. As áreas de sombra com menos de 10m² não foram consideradas neste trabalho.

No total, 80 polígonos, distribuídos por todas as classes de tamanho (no mínimo 10 polígonos por classe) foram sorteados. Em campo, cada um destes polígonos foi visitado com a finalidade de verificar quais deles eram clareiras. A ocorrência de clareiras foi separada de forma dicotômica, onde "0" representa a não ocorrência de clareira e "1" a ocorrência. Usando regressão logística (Zar 1999), a ocorrência das clareiras foi relacionada com o tamanho dos polígonos de sombras identificados nas imagens Quickbird classificadas.

3 – Resultado

Das 80 sombras classificadas, 42 foram confirmadas como clareiras. A probabilidade de uma área classificada como sombra ser clareira está relacionada com o tamanho da sombra ($G = 16,1$; $GL = 1$; $P < 0.001$). Essa relação mostra uma baixa probabilidade, em média 30%, de polígonos de sombras menores que 40 m² serem clareiras. No entanto a probabilidade de detecção foi de quase 100% para as áreas maiores que 150m².

O método proposto neste trabalho foi eficiente para detecção de clareiras, pois o resultado nos mostrou que existe uma grande tendência das sombras grandes serem clareiras, o mesmo não podendo ser dito para as pequenas onde a maioria delas apareceram como sombras de árvores emergentes e pequenas aberturas no dossel, algumas sombras não foram encontradas em campo, sendo consideradas como não clareiras.

4- Conclusão

Esses resultados dão indicações do alto potencial das imagens de alta resolução do satélite Quickbird para quantificar características estruturais da floresta tropical. Identificar a ocorrência de clareiras de forma remota nos permite, entre outras coisas, delinear

melhores estudos que procurem compreender a dinâmica de clareiras, além de auxiliar comparações em escala de paisagem da influência dos efeitos da fragmentação, por exemplo, na formação de clareiras e no processo de regeneração florestal, permitindo assim um melhor entendimento da dinâmica das florestas tropicais.

5- Bibliografia

Uhl, C. ; Clark, K.; Maquirino, P. 1988. Vegetacion dynamics in amazonian treefalls gaps. Ecology 69(3): 751-763.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Fourth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NewJersey USA

Fenologia de floração e frutificação de espécies florestais da várzea do estuário amazônico

Fernando Barbosa Peçanha Júnior¹ & Mário Augusto G. Jardim¹

¹Museu Paraense Emílio Goeldi, Coordenação de Botânica (fernandobjr@hotmail.com)

1. Introdução

A fenologia estuda o comportamento dos processos vegetativos e reprodutivos dos vegetais, conhecidos como fenofases externados mediante forças bióticas e abióticas e interrelacionados com a sazonalidade e fatores intrínsecos da planta (Freitas *et. al*, 1998). Os padrões de floração e frutificação estão ligados ao tempo, à duração e a frequência, bem como o tipo de reprodução de cada espécie (Pires-O'Brien e O'Brien, 1995). Diversos fatores como temperatura, umidade, pluviosidade, velocidade do vento, fotoperíodo, contribuem individualmente ou combinados para os diferentes padrões fenológicos. Segundo Pires-O'Brien e O'Brien (1995) pode-se dizer que são os eventos biológicos mais importantes nas plantas como principais mecanismos da perpetuação das espécies e vetores de seleção natural. Na Amazônia, alguns dos fatores que limitam a regeneração florestal após perturbação da floresta estão diretamente relacionados com as características da floração (Filho, 1991; Freitas, 1998; Vieira *et al*, 1996 e Gama *et al*, 2002). Diante da necessidade de se conhecer as formas de reprodução das espécies do ecossistema de várzea é que se propôs estudar a fenologia de floração e frutificação.

2. Métodos

Os estudos foram conduzidos em floresta de várzea na Ilha do Combu, localizada no município de Belém, no Estado do Pará, às margens do Rio Guamá. Segundo Jardim (2000), a Ilha abrange uma área de aproximadamente 15 Km² na latitude 48°; 25'W Grennwch; longitude de 1°; 25' de longitude Sul de Belém, na margem esquerda do rio Guamá; dista 1,5 Km de Belém, por via fluvial. Foram escolhidas três espécies: *Symphonia globulifera* L. (Anani) – Clusiaceae; *Hura creptans* L. (Assacú) – Euphorbiaceae e *Virola surinamensis* (Rol. ex. Rottb.) Warb (Ucuuba) – Myristicaceae. De cada espécie foram selecionados dez indivíduos que foram marcados com fita plástica de cor vermelha. O período de observação das fenofases iniciou em agosto de 2002 até julho de 2003 compreendendo desde a formação do primórdio floral, os estádios de desenvolvimento, até a completa formação de sua arquitetura e o tempo decorrido entre elas até a abscisão de todas as flores, e desde a formação dos frutos até sua maturação e dispersão. As observações foram realizadas semanalmente com o auxílio de binóculos, ficha de campo e o mapa de localização das espécies.

3. Resultados

Symphonia globulifera L. (Anani) - floresceu em outubro, novembro e de janeiro a junho; frutificou em agosto e setembro e de novembro a fevereiro. Em agosto e setembro apresentou apenas frutificação, em outubro houve floração, sendo pouco intensa e três indivíduos com flores e frutos até as primeiras semanas de novembro, havendo sobreposição de fases, constatando-se o final de uma floração e a intensificação da frutificação, além destes, mais quatro indivíduos apresentavam somente frutos verdes. Na última

semana de novembro já se encontravam alguns frutos maduros e em dezembro ocorreu o pico de frutificação onde 90% dos indivíduos estavam com frutos maduros e nenhum com flor. Em janeiro seis indivíduos permaneciam frutificando, e na última semana três indivíduos apresentaram botões florais ao mesmo tempo em que apresentavam frutos maduros, constatando-se uma nova floração com sobreposição de fases. A dispersão das sementes se deu em dezembro até janeiro. Em fevereiro 50% dos indivíduos já estavam com botões florais e apenas 20% representavam os indivíduos com frutos, constatando-se o final da frutificação. Em março e abril 70% dos indivíduos apresentavam intensa floração, no entanto o pico da floração foi constatado em maio onde 90% dos indivíduos floresceram intensamente. Até o início de junho 70% dos indivíduos estavam em floração. A espécie apresentou fenofases bem distintas caracterizando padrão sincrônico, devendo-se levar em consideração a precipitação como um dos principais fatores abióticos que influenciam na sua floração e frutificação.

Hura creptans L. (Assacu) - durante todo o período de observação, com exceção do mês de junho floresceu e frutificou, havendo sobreposição de fases, pois ao mesmo tempo em que alguns indivíduos floresciam também frutificavam. No mês de novembro dois indivíduos floresceram e frutificaram ao mesmo tempo, um apenas frutificou, três apenas floresceram, em dezembro metade dos indivíduos só floresceram, um só frutificou, e um floresceu e frutificou. Em janeiro três indivíduos frutificaram, seis floresceram e frutificaram ao mesmo tempo. Em fevereiro houve o maior percentual de indivíduos em frutificação. Em março três indivíduos apresentavam frutos e sete com flores e frutos; em abril duas com flores, quatro com frutos e uma com flores e frutos; no mês de maio todas as matrizes observadas apresentaram algum evento fenológico. Foi observado que durante este período houve também desfolha parcial das árvores. Como as observações foram semanais os indivíduos apresentavam eventos fenológicos diferentes, pois em uma semana encontrava-se flor nas árvores e na semana seguinte já estavam com os frutos formados, ou então em uma semana apresentavam flores e frutos e na outra somente frutos ou flores, não havendo durante o período observado picos de floração ou frutificação, apenas uma constante e assincrônica produção de flores e frutos pouco intensa, com sobreposições de fenofases.

Virola surinamensis (Rol. ex. Rottb.) Warb (Ucuuba) - é uma espécie dióica, onde os dez indivíduos observados, sete foram árvores femininas e três masculinas, *V. surinamensis* floresceu em agosto e setembro, de novembro até a primeira semana de março, e novamente do final de maio a junho, e frutificou de outubro até o início do mês de março, em agosto e setembro apenas floresceram, a partir de outubro já encontravam-se frutos verdes, em novembro metade dos indivíduos apresentavam frutos verdes, e dois indivíduos femininos ainda floresciam enquanto frutificavam, sendo o final da floração feminina, em dezembro todos os sete indivíduos femininos estavam com frutos verdes, e um indivíduo masculino apresentou flores na última semana, a partir de janeiro outro indivíduo masculino iniciou floração, e os sete femininos amadureceram seus frutos, constatando-se então o pico de frutificação em dezembro e janeiro onde 100% das árvores femininas frutificaram, em fevereiro as matrizes masculinas permaneceram em floração, e seis femininas estavam com frutos maduros e com intensa dispersão de sementes. Na primeira semana de março um indivíduo masculino findava a floração, e um feminino findava a frutificação, a partir daí as matrizes femininas não apresentaram nenhum evento fenológico até junho, enquanto as masculinas a partir da segunda metade de maio dois indivíduos entraram em floração, incluindo o que ainda não se havia observado nenhum evento fenológico, e em junho todos as árvores masculinas estavam florescendo. Provavelmente este evento continuará até que as matrizes femininas entrem novamente em floração, permitindo a fecundação cruzada, quando se renova um novo ciclo de reprodução desta espécie.

Essas diferenças entre as fenologias estudadas ocorrem principalmente pelas variações existentes dentro das populações, como os sexos das árvores observados, nenhum destes autores discriminam a floração para ambos os sexos, sendo mais difícil ainda a comparação com estes estudos, somente Mota *et al.* (2001) encontrou resultados semelhantes para a fenologia de floração desta espécie, pois estudaram a fenologia de ambos os sexos separadamente e constatou-se que as plantas masculinas florescem de abril a agosto e de novembro a janeiro, e as femininas de junho a agosto, e outras árvores de novembro a janeiro, sendo que em julho foi observado o maior número de árvores de ambos os sexos florescendo, permitindo a polinização das flores femininas. Outros fatores como a pluviosidade e a radiação solar, influenciam a floração das árvores femininas de *V. surinamensis* pois de acordo com Mota *et al.* (2001), os dois picos de floração ocorreram no período de menor pluviosidade e maior insolação (julho), e o outro maior pluviosidade e menor insolação (novembro), trata-se de condições adversas e extremas, servindo talvez como estímulo para a floração desta espécie.

4. Conclusões

Symphonia globulifera apresentou padrão fenológico sincrônico, com picos de floração no período mais seco e picos de frutificação no período mais chuvoso. *Hura crepitans* apresentou padrão assincrônico de floração e frutificação, com sobreposições de fases. *Virola surinamensis* é dióica, as plantas femininas e masculinas têm floração distintas apresentando padrão assincrônico com sobreposição de fases. Os estudos fenológicos aliados ao conhecimento das estruturas reprodutivas (frutos e sementes) são essenciais no entendimento da ecologia, manejo, regeneração natural e a sustentabilidade das florestas tropicais de várzea. As espécies possuem estratégias fenológicas que permite a produção de frutos e sementes ao longo de todo ano. Este fato pode estar relacionado com a dinâmica predatória de frutos por roedores e pequenos mamíferos comuns nas florestas de várzea.

5. Referências Bibliográficas

- Filho, M. P. (1991). *Desenvolvimento e preservação das áreas de várzeas da Amazônia brasileira. Bases Científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas*. Editado por Alberto Luís Val, Roberto Figluolo e Eliana Feldberg. Manaus, p.55-63.
- Freitas, J. L.; Oliveira, F. A. & Barros, P. L. C. (1998). Processos Fenológicos de *Symphonia globulifera* L. e *Calycophyllum spruceanum* (Benth) K. Schum. em Ecossistemas Florestais de Várzea na Ilha do Pará, Município de Afuá, no Estado do Pará. *Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará*. Belém., n° 29. p.49-71.
- Gama, J. R. V.; Botelho, S. A.; Bentes-Gama, M. de M. (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. Sociedade de Investigações Florestais. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, V. 26, n° 5, p. 559-566.
- Jardim, M. A. G. (2000). *Morfologia e Ecologia do Açaizeiro Euterpe oleracea Mart. e das etnovariades Espada e Branco em Ambientes de Várzeas do Estuário Amazônico. Tese de Doutorado*. Belém-Pa., p.15-20.
- Mota, C. G.; Jardim, M. A. G.; Mota, M. G. (2001). Fenologia floral de *Virola surinamensis* (Rol. Ex Rottb.) Warb. (Myristicaceae). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica*, v.17 n° 2. p. 315 – 331.
- Pires-O'Brien, M.J. & O'Brien, C. M. (1995). *Aspectos Evolutivos da Fenologia Reprodutiva das Árvores Tropicais*. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, p.25.
- Vieira, I. C. G.; Galvão, N. & Rosa, N. de A. (1996). Caracterização morfológica da frutos e germinação de sementes de espécies arbóreas nativas da Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica*. v.12 n° 2, p. 217-288.

Emergência, crescimento e sobrevivência de plantas jovens de seis espécies florestais da Amazônia.

FERREIRA, E.E.C.¹, SANTOS, S. H. M. dos², MARQUES, L. C. T.². ¹Estudante de graduação da Universidade Federal da Amazônia, ²Pesquisador da Embrapa Amazônia Oriental. (elton1emanuel@yahoo.com.br)

1. Introdução

O conhecimento das características do crescimento das mudas em viveiro é considerado parte essencial do planejamento e do sucesso do plantio das espécies florestais.

As práticas culturais de produção de mudas em viveiro restringem ou aceleram o desenvolvimento pela modificação das condições ambientais resultando em alterações na morfologia e fisiologia das plantas (Benson, 1979 citado por Barbosa, 1998). Para que as mudas sejam consideradas de boa qualidade é necessário conhecer o potencial máximo de produtividade, característico de cada espécie (Carneiro, 1980 citado por Barbosa, 1998).

Por tanto, a maior porcentagem de sobrevivência das mudas após o plantio, depende em grande parte da qualidade das mudas produzidas no viveiro (Barbosa, 1998).

Apesar da importância ecológica e econômica das espécies florestais da Amazônia, ainda existem poucas informações disponíveis relacionadas aos aspectos silviculturais. Este fato dificulta a utilização dessas espécies em plantios. Havendo portanto, necessidade de mais estudos sobre a silvicultura dessas espécies, desta maneira destaca-se algumas que são recomendadas para o reflorestamento e/ou recomposição de áreas degradadas, como *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. Ex Mez. (itaúba amarela), *Sclerobium paniculatum* Vog. (tachi-branco), *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. (fava-barbatimão), *Diptotropis purpurea* (Rich.) Amsh. (sucupira preta), *Manilkara huberi* (Ducke) Chevalier (maçaranduba), *Couratari oblongifolia* Ducke & R. Knuth. (tauari).

A itaúba-amarela, *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. Ex Mez., é uma Lauraceae que comumente ocorre na Região Amazônica, principalmente no Estado do Pará. Apresenta a madeira pesada e extremamente durável, sendo indicada para construções externas, como pontes, postes, para a construção civil, como vigas, ripas, tábuas e tacos para assoalhos, etc. A espécie atinge uma altura de 20-40 m. Floresce durante os meses de março a abril. O fruto é do tipo baga elipsóide e glabra, que amadurece de junho a agosto, sendo consumidos por pássaros. Em um kg de sementes contém aproximadamente 480 unidades. A emergência das plântulas em viveiro ocorre de 3-5 semanas e a taxa de germinação geralmente é baixa. O desenvolvimento das plantas no campo é considerado lento. Apesar de ser uma espécie de clímax, consegue se regenerar facilmente em áreas abertas, seja por rebrotação ou sementes disseminadas (Lorenzi, 1949).

O tachi-branco, *Sclerobium paniculatum* vog., é uma Caesalpiniaceae freqüente na Região Amazônica, medindo de 5-10 m de altura. Sua madeira é utilizada para lenha e carvão, bem como para a carpintaria e obras externas, moirões, estacas, etc. Por apresentar um rápido crescimento é recomendada para reflorestamento heterogêneo destinados a áreas degradadas. Floresce durante os meses de outubro a novembro e seus frutos amadurecem de julho a agosto. Produz anualmente abundante quantidade de sementes viáveis disseminadas pelo vento. Um kg de frutos (vagens) possui aproximadamente 4.800 unidades. Para superar a dormência as sementes são escarificadas química ou mecanicamente. Após a semeadura a emergência das plântulas ocorre em 4-5 semanas e geralmente a taxa de germinação é baixa, mesmo utilizando tratamentos pré-germinativos nas sementes (Lorenzi, 1949).

A fava-barbatimão, *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr., é uma Mimosaceae de ocorrência natural na Amazônia. Sua madeira é moderadamente pesada, macia, pouco resistente e

de baixa durabilidade natural. Pode ser utilizada para a confecção de móveis, para lâminas faqueadas decorativas, compensados, etc. A árvore apresenta uma altura de 4-8 m, podendo ser utilizada na arborização paisagística e em reflorestamentos ecológicos. Floresce durante os meses de outubro a novembro. O fruto é um legume (vagem) indeiscente, com 10-18 sementes que geralmente amadurecem de janeiro a fevereiro. Um kg de sementes contém aproximadamente 19.000 unidades. A emergência, após semeadas, ocorre em 2-3 semanas e a taxa de germinação geralmente é baixa. A escarificação química ou mecânica melhora significativamente a taxa de germinação de suas sementes (Lorenzi, 1949).

A sucupira-preta, *Diptotropis purpurea* (Rich.) Amsh., é uma Fabaceae comum em matas de terra firme da Amazônia, principalmente nos Estados do Pará, Amazonas e Acre. A madeira é pesada e bastante resistente ao ataque de organismos xilófagos. Bastante empregada para a marcenaria de luxo, folhas faqueadas decorativas, carpintaria, como tacos, assoalhos, etc. A espécie mede de 10-30 m de altura em média e é considerada adequada para a reflorestamentos mistos destinados a recuperação ou enriquecimento de áreas degradadas. Floresce predominantemente durante os meses de outubro a novembro. O fruto é um legume (vagem), que amadurece de abril a maio. Em 1kg de sementes há aproximadamente 15.000 sementes. A emergência das plântulas ocorre em 2-3 semanas e a taxa de germinação geralmente é elevada. O desenvolvimento das plantas no campo é considerado moderado (Lorenzi, 1949).

A maçaranduba, *Manilkara huberi* (Ducke) Chevalier, é uma Sapotaceae que também ocorre na Amazônia, principalmente em mata de terra firme. A madeira é muito pesada, dura, racha com facilidade, muito resistente e durável. Bastante utilizada para construções externas, construção civil, como tábuas para assoalhos e tacos, etc. A árvore é lactescente de 30-50 m de altura. Floresce geralmente em mais de uma época no ano, com maior concentração nos meses de abril a junho e de outubro a novembro. Os frutos amadurecem em setembro-outubro e janeiro-fevereiro, são do tipo baga globosa, glabra, com polpa carnosa e adocicada, contendo de 1-4 sementes. Produz anualmente moderada quantidade de sementes viáveis, que são disseminadas pela avifauna. Em 1kg de sementes existem aproximadamente 2.800 unidades, que ao serem semeadas emergem de 4-8 semanas, apresentando uma taxa de emergência geralmente baixa (Lorenzi, 1949).

O tauari, *Couratari oblongifolia* Ducke & R. Knuth., é uma Lecythidaceae, que apresenta geralmente indivíduos de grande porte. Quando floresce perde todas as folhas. Ocorre nas matas de terra firme principalmente nos Estados do Amazonas, Roraima, Amapá e Pará. A madeira é empregada principalmente na construção civil e naval, e na fabricação de móveis, artigos decorativos, etc. (Quanz, 2003).

2. Objetivo

Reunir informações básicas sobre emergência, crescimento e sobrevivência de plantas jovens de seis espécies florestais, visando sua utilização em programas de reflorestamento e/ou recomposição de áreas degradadas.

3. Material e Métodos

As sementes utilizadas neste estudo, foram coletadas em árvores localizadas na Floresta Nacional do Tapajós, PA.

O material coletado foi semeado em sementeiras existentes no viveiro do campo experimental de Belterra-PA. Após a emergência, as plantas foram repicadas para sacos plásticos. O substrato utilizado, o espaçamento e o número de repetições variou para algumas espécies, de acordo com o tamanho e a disponibilidade das sementes.

Durante a fase de sementeira observou-se a contagem inicial e final de emergência, levando-se em consideração os dias após a semeadura (DAS).

Utilizou-se 4 repetições de 100 sementes/m², para as sementes de Itaúba-amarela, sendo adotado o espaçamento 10 cm x 10 cm. A composição do substrato foi na proporção de 3 parte de argila, 1 parte de areia e 1 uma parte de casca de arroz.

Utilizou-se 10 repetições de 100 sementes/m², com espaçamento de 10 cm x 10 cm para a semeadura do tachi-branco. Para a fava-barbatimão, a semeadura foi efetuada a lanço em uma densidade de 100 sementes/50 cm². O substrato foi composto por argila, areia e casca de arroz na proporção de 3:1:1.

Para a da Sucupira-preta, utilizou-se 5 repetições de 100 sementes/m², com espaçamento 5 cm x 5 cm. A composição do substrato foi na proporção de 3 parte de argila, 1 parte de areia e 1 parte de casca de arroz.

Para a semeadura de tauari e maçaranduba, utilizou-se 4 repetições de 100 sementes/m², com espaçamento 10 cm x 10 cm. A composição do substrato foi na proporção de 1 parte de areia e 1 parte de casca de arroz.

Após a semeadura, as sementeiras foram cobertas com esteiras de bambu, colocadas a 80 cm de sua superfície. As esteiras permaneceram até o momento da repicagem. As regas foram feitas diariamente, sendo uma pela manhã e outra pela tarde.

Para a repicagem das plântulas das seis espécies para sacos plásticos, utilizou-se como substrato 3 parte de argila, 1 parte de areia e 1 parte de matéria orgânica. Sendo regadas e sombreadas com esteiras de bambu. Essas esteiras, foram retiradas gradativamente nas horas de menor temperatura. Somente aos 30 dias após a repicagem (DAR) que a cobertura foi retirada definitivamente.

Durante o período que as mudas permaneceram nos sacos plásticos, foi realizado o controle de crescimento e sobrevivência das plantas.

Após a repicagem, foram efetuadas as medidas de comprimento da parte aérea e da raiz pivotante, utilizando-se régua graduada em milímetros, além dessas variáveis, efetuou-se a contagem do número de folhas das 20 plantas.

4. Resultados e Discussão

Com relação a itaúba-amarela aos 2 DAS, a emergência registrada foi de apenas 0,75 % e aos 39 dias após o início da emergência essa taxa foi de 47,75 %. Em média as 75 mudas repicadas apresentaram inicialmente, um comprimento de 9,7 cm, logo após a repicagem e 10 cm aos 30 DAR, com 98,67 % de sobrevivência das plantas. Foi registrado para o comprimento da parte aérea e da raiz pivotante das 20 mudas centrais, valores médios de 9,9 cm e 7,1 cm, respectivamente, e apresentou um valor médio de 8 folhas secundárias por planta.

A emergência inicial do tachi-branco aos 13 DAS foi de apenas 4 % e aos 52 DAS a emergência final foi de 17,4 %. Em média as 75 mudas repicadas apresentaram inicialmente, um comprimento de 3,2 cm. O comprimento médio da parte aérea e da raiz pivotante das 20 plantas centrais da parcela foi de 5,8 cm e 5,2 cm, respectivamente, e apresentou um valor médio 8 folhas secundárias por planta.

A fava-barbatimão apresentou apenas 2,6 % de emergência inicial aos 38 DAS e 7,2 % aos 72 dias após início da emergência das plântulas. Em média as 54 mudas repicadas apresentaram um comprimento inicial de 3,8 cm. Dessas plantas 88,89 % sobreviveram, apresentando um comprimento médio de 4,8 cm aos 30 DAR. O comprimento médio da parte aérea e da raiz pivotante das 20 plantas da parcela útil foi de 6 cm e 5,5 cm, respectivamente, com média de 71 folhas secundárias por planta.

A sucupira-preta apresentou 7,8 % de emergência inicial aos 26 DAS e 17 % de emergência final aos 67 DAS. Em média as 75 mudas repicadas apresentaram inicialmente, um comprimento de 3,1 cm. Dessas plantas, 30,67 % sobreviveram, apresentando um comprimento médio de 6,5 cm aos 153 DAR. O comprimento médio da parte aérea e da raiz pivotante das 20 plantas centrais da parcela (área útil) foi de 4,8 cm e 5,8 cm, respectivamente, e o valor médio de folhas secundárias por planta foi de 6.

A maçaranduba apresentou apenas 0,25 % de emergência inicial aos 150 DAS e 23,75 % de emergência final aos 273 DAS. Em

média as 75 mudas repicadas apresentaram inicialmente, um comprimento de 3,5 cm. Foram registrados comprimentos médios de 5,1 cm e 8,3 cm, para a parte aérea e a raiz pivotante das 20 mudas da parcela útil, respectivamente. Além disso, apresentou em média 4 folhas secundárias por planta.

A emergência inicial do tauari aos 16 DAS foi de 37,5 % e aos 34 DAS a emergência final foi de 89,5 %. Em média as 100 mudas repicadas apresentaram inicialmente, um comprimento de 6,78 cm logo após a repicagem. Dessas plantas, 98 %, sobreviveram, apresentando um comprimento médio de 9,15 cm aos 92 DAR. O comprimento médio da parte aérea e da raiz pivotante das 20 plantas centrais da parcela (área útil) foi de 9,15 cm e 7,15 cm, respectivamente, e o número médio de folhas secundárias foi de 2 por planta.

5. Conclusão

Nenhuma das espécies obtiveram um satisfatório crescimento durante o período de estudo;

O tauari foi a única espécie que apresentou uma taxa de emergência e sobrevivência elevada;

O tachi-branco e a maçaranduba apresentaram uma reduzida taxa de emergência;

A itaúba-amarela e fava-barbatimão apresentaram baixa taxa de emergência e elevada porcentual de sobrevivência;

A sucupira-preta apresentou uma taxa de emergência e sobrevivência reduzida.

6. Referências Bibliográficas

Barbosa, A.P. Tecnologia de Produção de Mudanças de Espécies Florestais. Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazônia. Manaus: INPA, 1998. 218-219p.

Lorenzi, H. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2 ed. Nova Odessa, SP, 1949. 124, 187, 153, 197, 315p.

Quanz, B.; Carvalho, J. O. P.; Francez, L. M. de B.; Pinheiro, K. A. O.; Hirai, E. H. Estoque de Tauari (*Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth.) na Fazenda Rio Capim. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 54, 2003, Ananindeua. Resumos: Ananindeua: Sociedade Brasil Botânica, 2003. R 0915-2 CD ROM.

Camargos, J. A. A.; Czarneski, C. M.; Meguerditchian, I.; Oliveira D. de. Catálogo de árvores do Brasil: Instituto brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Laboratório de Produtos Florestais. Brasília, , 1996. 248, 327, 384, 552, 546, 564p.

Caracterização Hierárquica da Bacia de Drenagem na Reserva Florestal Km 41, Manaus AM

Flávio José Soares Júnior* (fjsoaresjr@bol.com.br)

*Doutorado em Botânica - Instituto de Biologia/Universidade Estadual de Campinas - Bolsista CAPES

1. Introdução

A Bacia Amazônica, com mais de dois bilhões de anos, é uma enorme depressão originada a partir de uma bacia intercratônica da plataforma brasileira e por depósitos sedimentares e magmáticos posteriores ao pré-cambriano (Castro Soares 1977, Petri & Fulfaro 1983, Putzer 1984). A paisagem predominante é de uma extensa planície onde esta depressão alterna seus amplos depósitos sedimentares com afloramentos de rochas graníticas, da matriz cristalina (Castro Soares 1977, Putzer 1984), e sedimentares, de origem paleozóica (Petri & Fulfaro 1983). Dentre esses afloramentos rochosos, os três arcos geológicos que delimitam os terços inferior, médio e superior do rio Amazonas (Arcos Gurupá, Purús, e Iquitos) são responsáveis diretos por parte das condições mesoclimáticas, topográficas e hidrográficas da região central da Amazônia (Castro Soares 1977, Putzer 1984).

O clima, dada a simplicidade topográfica da bacia amazônica, quase toda constituída por uma planura próxima ao nível do mar,

é determinado principalmente pela interação entre os sistemas de circulação atmosférica e os fatores estáticos, como a latitude, o relevo e a continentalidade (Nimer 1977). Essas combinações determinam as características da malha hidrográfica da região, fortemente marcada por redes de drenagem com tributários dos mais distintos tamanhos (Richey & Góes Ribeiro 1987).

Kuhlmann (1977) ressalta a importância da interação dos diversos fatores físicos de uma região para a concepção da composição e da estrutura da sua cobertura vegetal. Esta cobertura que é, na Amazônia Central, predominantemente Florestal Úmida. Ainda a respeito das relações entre a vegetação e o meio físico, Salati (1989) relata a importância das árvores na interceptação de 12,6% a 34,9% da precipitação pluvial. Esta água, que geralmente evapora antes de alcançar o solo, juntamente com os 48,5% perdidos por transpiração, constituem uma perda representativa desse componente no sistema (Salati & Marques 1984, Salati 1987). Contudo, é de se esperar que ocorram variações nestes percentuais de interceptação e de evapotranspiração mediante alterações na intensidade de chuvas e na estrutura da cobertura vegetal, a exemplo da descontinuidade do dossel das "matas" ciliares, com potencial para propiciar às cabeceiras dos igarapés uma entrada maior de energia solar e sedimentos (Beaumont 1975).

Um conceito que se baseia também neste sistema de fluxo de energia, o do Rio Contínuo, aborda dentre outros pontos, a relação de depósito primário de compostos orgânicos e o seu carreamento ao longo dos contínuos das malhas de drenagem (Vanotte *et al.* 1980). Nesta abordagem, a ordenação dos igarapés, condicionada por características exclusivamente arquiteturais (Horton 1945; Strahler 1954, 1957; *apud* Beau-mont 1975), tenderia a apresentar resíduos mais fragmentados nos seus mais altos níveis hierárquicos.

Além da distribuição e fragmentação do folhicho depositado nos leitos, algumas características físicas relacionadas à ordem do igarapé possuem relação com a sua entrada neste meio (Vanotte *et al.* 1980). Assim, os descritores que melhor definiriam a estrutura de um curso d'água (profundidade, largura e vazão), conforme proposto por Leopold *et al.* (1964 *apud* Rosgen 1994), deveriam atingir seus valores máximos nos corpos d'água de ordens superiores, acima da 3ª ou 4ª ordem em se tratando de formações florestais úmidas (Vanotte *et al.* 1980). A velocidade do fluxo de água, por sua vez, está condicionada por numerosos fatores que independem da posição hierárquica do igarapé, mas que influenciam diretamente na vazão.

O presente estudo objetivou caracterizar os igarapés da Reserva Florestal do Km 41 quanto à ordem e testar se os fatores profundidade, largura, vazão e tipo de depósito do leito dos igarapés, além da velocidade da água, definiriam as diferenças entre os eles, sob a perspectiva da "Teoria do Rio Contínuo".

2. Métodos

A Reserva Florestal do Km 41 está localizada a aproximadamente 90 km NNE de Manaus - AM, entre as coordenadas 2°24'26" - 2°25'31" S, 59°43'40" - 59°45'50" W e em altitudes variando de 50 a 125 m (Oliveira 1997).

O clima local é classificado como Am (clima tropical úmido de monções com precipitação excessiva e ocorrência de 1-2 meses de baixa precipitação) no sistema de Köppen. A média de temperaturas para Manaus é de 26,7°C, com flutuações de 2°C (Anon. 1978, *apud* Lovejoy & Bierregaard 1990). A precipitação média é de 2.200 mm/ano, com uma estação chuvosa de dezembro a maio e uma estação seca de junho a novembro (Fisch *et al.* 1998).

A vegetação dominante é a Floresta de Terra Firme, com ocorrência de Matas de Baixo recortadas por igarapés. Estas Matas de Baixo se dispõem sobre solos encharcados, arenosos, lixiviados e pobres em nutrientes (Oliveira 1997).

Foram alocadas 43 unidades amostrais em 25 igarapés, em uma área aproximada de 220 hectares. O número de amostras por

igarapé e as suas respectivas localizações foram definidas tomando por base a heterogeneidade arquitetônica dos mesmos, ao longo de seus cursos. Em cada unidade foram feitas medidas de largura e profundidade do leito, velocidade da água (vazão: área do leito do igarapé [cm²] x velocidade [cm/seg.]) e número de interseções. Esta última, uma medida do grau de fragmentação do folhicho acumulado no leito dos rios, foi feita colocando uma régua sobre uma amostra de folhicho e contabilizando os pontos em que cada parte das folhas tocam a régua. O depósito nos leitos foi também observado e classificado em dois tipos: areia ou folhicho.

As medidas de largura dos igarapés foram divididas em 10 partes iguais, resultando em nove pontos onde foram tomadas medidas de profundidade, a partir das quais se estabeleceu a área seccional dos igarapés.

A ordenação dos igarapés foi realizada por meio de um mapa e seguindo os entendimentos propostos por Horton (1945) e modificados por Strahler (1954, 1957, *apud* Beau-mont 1975). Dessa forma, todas as nascentes foram consideradas igarapés de primeira ordem, que ao se unirem, formam igarapés de segunda ordem. Aqueles, formados pela união destes, foram interpretados como sendo de terceira ordem; e assim sucessivamente.

A relação entre as variáveis mensuradas e a variável resposta (ordem dos igarapés) foi testada por meio de uma Análise de Variância (ANOVA).

3. Resultados

Foram relacionados, para a microbacia de drenagem da Reserva Florestal do Km 41, 14 riachos de primeira ordem, seis de segunda ordem (sendo três deles segmentos de um mesmo contínuo) e cinco de terceira ordem. A largura média encontrada para os igarapés foi de 155 cm, e a profundidade foi de 17,3 cm. A velocidade média do fluxo de água foi de 23,7 m³/s.

As observações de campo mostraram que alguns dos igarapés descritos no mapa estavam secos, enquanto que outros, com relativo fluxo de água, não estavam relacionados. Alguns igarapés de primeira ordem tinham as suas margens muito afastadas, formando amplos charcos, com poças e pequenos filetes de água corrente, isolando porções de terra e de vegetação. O inverso ocorria com a profundidade, que em certos trechos de igarapés de primeira ordem, eram superiores a um metro.

Tomando por base os pontos mais característicos de cada trecho, a variável que melhor explicou a "ordem" dos igarapés foi a largura (F [2,36] = 22,354; p < 0,01; R² = 0,554). A variável profundidade (F [2,36] = 21,845; p < 0,01; R² = 0,548) e vazão (F [2,36] = 17,031; p < 0,01; R² = 0,486) também distinguiram os igarapés de cabeceira em relação aos demais.

A variável que estabelece o grau de fragmentação do substrato não apresentou significância na relação com a ordem dos igarapés (F [2,36] = 0,255; p = 0,776; R² = 0,014), não sendo observado durante as idas ao campo, qualquer padrão entre esta variável e a posição hierárquica dos igarapés. A velocidade da correnteza também não apresentou relação significativa com a ordem (F [2,36] = 0,255; p = 0,776; R² = 0,014).

Mesmo não sendo a proporção de folhicho e sim o seu grau de fragmentação que melhor caracterizaria os estados de cada igarapé, foram analisadas as proporções desse componente para reforçar as inferências embasadas pelas outras variáveis. Assim, as duas variáveis restantes, cuja relação deveria estar particularmente relacionada com a teoria do Rio Contínuo, não apresentaram relação significativa. A proporção de areia como substrato do leito dos igarapés de primeira a terceira ordem, mesmo não apresentando um alto valor de probabilidade, não responderam à ordenação dos riachos desta malha hidrográfica (F [2,36] = 2,127; p = 0,060; R² = 0,014). Uma condição similar foi encontrada para a proporção de folhicho no substrato entre as três ordens de igarapés que também não apresentou diferenças significativas (F [2,36] = 1,531; p = 0,188; R² = 0,014).

4. Discussão e Conclusões

Definidas as características físicas e estruturais dos igarapés que compõem a microbacia de drenagem da Reserva do Km 41, torna-se possível avaliar a importância relativa de cada igarapé dentro do conjunto do sistema hidrográfico, ao invés de caracterizá-los de forma simplista como o fazem desde 1945, a partir da iniciativa de Horton (*apud* Beaumont 1975). Esta crítica somente reforça a de Chorley (1969 *apud* Beaumont 1975), que acreditava na inadequação do método por este não seguir as regras básicas de adição e multiplicação algébrica, ignorando o fato de que muitos igarapés de segunda ordem comportam volumes muito acima dos seus vizinhos de mesma ordem, bastando que esse receba como afluentes, outros igarapés de primeira ordem.

Conforme esperado, os igarapés das maiores escalas (3º ordem) são propensos a receber quantidades maiores de energia e biomassa como consequência do maior afastamento de suas margens e por canalizarem detritos de seus tributários de menor porte. O maior afastamento das margens resulta em menor cobertura do dossel, deixando os leitos mais expostos à ação dos fatores climáticos e gerando assim, uma maior produtividade primária no sistema aquático.

A relação significativa entre a largura, profundidade, vazão e a ordem dos igarapés (variáveis altamente correlacionadas), corrobora o fato dos igarapés de terceira ordem serem estruturalmente adequados a comportarem maiores volumes de água, já que estes canalizam o fluxo de águas dos igarapés a montante. O mesmo ocorre com os igarapés de segunda ordem quando comparados aos de primeira ordem.

O grau de fragmentação do folhicho acumulado não corresponde ao predito pela teoria do Rio Contínuo, pelo qual esperávamos materiais mais fragmentados nas porções finais dos igarapés e principalmente naqueles de maior ordem. Em oposição a essa hipótese, seria lógico imaginar que por drenarem áreas maiores e receber maiores quantidades de material orgânico oriundo da floresta adjacente, as porções finais dos igarapés de 3º ordem deveriam estar recebendo um adicional de folhicho a ser somado àquele carregado pelo fluxo dos rios desde as suas nascentes.

Por fim, a velocidade média da água, não correspondeu com fidelidade à vazão, já que a mesma variava muito ao longo do próprio igarapé. Isso nos leva a acreditar que esta não é uma boa variável para predições sobre ordens de rios. Talvez, a utilização de equipamentos mais refinados de medida, e de uma metodologia que preveja as variações de velocidade nas porções mais turbulentas dos igarapés possa sanar este problema e levar a resultados mais acurados. (Estudo desenvolvido durante o curso “Ecologia da Floresta Amazônica”, promovido pela Organização de Estudos Tropicais / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / PDBFF / Universidade Estadual de Campinas)

5. Referências bibliográficas

Beaumont P. 1975. Hidrology *In*: Whitton B.A. (ed.) *River ecology: studies in ecology*. University of California Press, Los Angeles.

Castro Soares L.de 1977. Hidrografia *In*: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – Diretoria técnica (ed.) *Geografia do Brasil*. Região Norte. Volume 1, Rio de Janeiro, pp.: 95-166

Fisch G., Marengo J.A., Nobre C.A. 1998. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amazônica*, 28:101-126.

Franken W. & Leopoldo P.R. 1984. Hydrology of catchment areas of central-amazonian forest streams *In*: Sioli (ed.) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. H. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Kuhlmann E. 1977. Vegetação *In*: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – Diretoria técnica (ed.) *Geografia do Brasil*. Região Norte. Volume 1, Rio de Janeiro, pp.: 59-94

Lovejoy T.E. & Bierregaard R.O.Jr. 1990. Central Amazonian Forest and the minimum critical size of ecosystems project *In*: Gentry

A.W. (ed.) *Four Neotropical Rainforests*: Yale University Press, London.

Nimer E. 1977. Clima *In*: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – Diretoria técnica (ed.) *Geografia do Brasil*. Região Norte. Volume 1, Rio de Janeiro, pp.: 39-58

Oliveira A.A. 1997. *Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas*. Tese (doutorado), Instituto de Biociências – USP. São Paulo, 187 p.

Petri S. & Fúlfaro V.J. (eds.) 1983. *Geologia do Brasil*. EDUSP. São Paulo, 631pp.

Putzer H. 1984. The geological evolution of the Amazon basin and its mineral resources. *In*: Sioli (ed.) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. H. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Richey J.E. & Góes Ribeiro M.deN. 1987. Element cycling in the Amazon Basin: a riverine perspective. *In*: Dickinson R.E. (ed.) *The geophisology of Amazonia: vegetation and climate interactions*. John Wiley & Sons Press, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, pp.: 245-250

Rosgen D.L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22:169-199.

Salati E. & Marques J. 1984. Climatology of the amazon region. *In*: Sioli (ed.) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. H. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Salati E. 1987. The forest and the hidrological cycle. *In*: Dickinson R.E. (ed.) *The geophisology of Amazonia: vegetation and climate interactions*. John Wiley & Sons Press, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. Perspectives: The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:130-137.

Proposta Metodológica para Avaliação Estatística de Biodiversidade Arbórea de Floresta de Terra Firme Amazônica, Centro-Norte de Mato Grosso

George Sanches Suli^a; Marcos Silveira^b; Nelson M. Yoshitake^c; Nicolau Priante Filho^c; George L. Vourlitis^c; Vanessa Aparecida dos Santos^d; Eleandro Josemar Kremer^d

^a Universidade Federal de Mato Grosso (suli@terra.com.br);

^b Universidade Federal do Acre; ^c California State University, San Marcos; ^d Universidade Estadual de Mato Grosso

1. Introdução

A missão RAINFOR (Rede Amazônica de Inventários Florestais)/LBA têm agregado dados de inventários florestais e promovido campanhas de campo padronizadas (PHILLIPS *et al.* 2002), em diversas áreas da Amazônia. Em junho de 2002, dois transectos de 1 ha foram instalados na Fazenda Maracá, município de Sinop e na Reserva Particular do Patrimônio Natural do Cristalino, em Alta Floresta, distante aproximadamente 350 km ao Norte da Fazenda Maracá, sendo localizadas no “arco do desmatamento”. As extensas florestas de transição entre o Cerrado e a Amazônia sofrem uma das maiores taxas de desmatamento no país, e são pobremente conhecidas do ponto de vista científico. Outros estudos florísticos e inventários com parcelas permanentes no Mato Grosso, focaram as regiões de Aripuanã e do Araguaia, respectivamente, no Noroeste e Nordeste do estado (RIBEIRO *et al.* 1999). A Fazenda Maracá, está localizada 50 km ao norte da região metropolitana do município de Sinop, no centro norte do Estado, e as florestas de transição dessa área geográfica estão sujeitas a um período de seca bem definido, entre junho e agosto, com precipitação mensal inferior a 15mm.

Clima e solo são fatores determinantes de variações na fitofisionomia da vegetação, e na distribuição geográfica e de abun-

dância das espécies dominantes. Como exemplo, a espécie dominante em Sinop (*Tovomita cf. schomburgkii* Planch & Triana, 1860), é pouco abundante em Alta Floresta. A distribuição de famílias também apresenta diferenças marcantes em termos de abundância e presença.

Como variações na composição florística regional podem ser artificios de amostragem, o conjunto de dados obtido nas duas áreas foi analisado estatisticamente, através de estimadores de diversidade, como o índice de Shannon, em técnica de re-amostragem aleatória com reposição ("Bootstrap") (EFRON *et al.* 1993).

O presente trabalho pretende servir como sugestão para a análise de dados quantitativos e qualitativos, sob o ponto de vista estatístico, com o objetivo de produzir análises de biodiversidade e riqueza de espécies arbóreas em floresta de terra firme na Amazônia.

2. Métodos

Os transectos foram instalados em áreas com fito-fisionomia representativa do padrão observado na região, possuem 20m x 500m, e foram divididos em 25 parcelas de 20 m x 20 m. Nessas parcelas, todos os indivíduos (árvores, lianas e palmeiras) com diâmetro a altura do peito (DAP medido a 1,30 m) maior ou igual a 10 cm, foram permanentemente marcados com plaquetas de alumínio numeradas. A identificação preliminar no campo foi efetuada através de características morfológicas do tronco, da casca, e de amostras (vouchers) de ramos com folhas, flor e/ou fruto, e posteriormente confirmada através de comparação com exsicatas dos herbários da Universidade Federal do Acre e Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. As amostras foram morfotipificadas, mas a maioria ainda aguarda identificação.

Os indivíduos foram mensurados quanto ao DAP e localizados nas parcelas através de coordenadas cartesianas, x/y. e georreferenciados, de modo a serem visualizados através de um sistema de informações geográficas, usando-se o software Arc View 3.2 (ESRI, Inc.). Todos eles foram plotados sobre uma imagem de satélite (Ikonos - a partir do site EOS Webster) da região, com resolução de 4 m em três bandas visíveis RGB e 1 m em uma banda pancromática. Mapas foram gerados de forma a mostrar a distribuição dessas espécies discretizadas. As análises estatísticas foram feitas com os números de indivíduos por espécie e família. A partir da distribuição original do transecto amostrado, foi gerada aleatoriamente 1 reamostragem com reposição através do programa Resampling Software (Resampling Stats, Inc.). A partir disso, determinou-se os valores de suas proporções para aquela reamostragem ($p_i = n/Q$, onde: n representa o número de indivíduos de determinada espécie, ou família; e Q o número total de indivíduos amostrados). Esses valores serviram para a obtenção dos índices de Shannon $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$, onde p_i representa a proporção da espécie i , que varia segundo $1 \leq i \leq S$, sendo S o número total de espécies.

Esses índices de Shannon foram reamostrados a partir de 1000 reamostragens com reposição das distribuições dos números de indivíduos por espécie e família, pelo método de Bootstrap (Krebs, 1989). Assim, chegou-se aos índices de Shannon para espécie e também família de uma população virtual para uma área 1000 vezes maior, e com o intervalo de confiança de 95% obtido diretamente daquela população. Um procedimento interessante que não foi tentado aqui, seria a obtenção da estimativa do número de espécies esperado (esperança da riqueza de espécies) e sua inclusão como espécies ausentes na relação a partir da qual as amostras aleatórias foram geradas. Assim a distribuição virtual levaria em consideração espécies com distribuição 0 nas populações reamostradas.

Foram calculados também os índices de Shannon mínimos através da fórmula

$$H'_{min} = \ln(Q) - [(Q-S+1)\ln(Q-S+1)]/Q, \text{ (Beisel \& Moreteau, 1997).}$$

Os valores de H'_{min} são parâmetros importantes uma vez que indicam a menor diversidade possível para um dado número de

espécies e população.

Os valores máximos dos índices de Shannon são dados por

$$H'_{max} = \ln S.$$

O tratamento estatístico por software de reamostragem gerou uma população virtual que foi analisada para a obtenção do índice de Shannon (H') com intervalo de confiança de 95%. Como índice de equabilidade (que mede a uniformidade da distribuição de abundância das espécies de uma comunidade - diversidade relativa) adotado, escolheu-se o índice de Hurlbert (J'),

$$J' = (H' \cdot H'_{min}) / (H'_{max} - H'_{min}),$$

o qual mostra como os indivíduos da comunidade estão distribuídos entre as espécies presentes (Hurlbert, 1971). O índice de Pielou (J),

$$J = H' / H'_{min},$$

foi preferido em favor do índice de Hurlbert devido a maior clareza de interpretação uma vez que este varia de 0 a 1 e integra o valor H'_{min} em sua obtenção tanto para o número de espécies dado (S), quanto para o tamanho da amostra (Q). (Beisel & Moreteau, 1997).

3. Resultados e Discussão

A densidade de 483 indivíduos por hectare foi igual nas duas áreas, e o número de famílias semelhante (38 em Alta Floresta e 35 em Sinop), porém Alta Floresta apresentou 40% mais espécies (109) que Sinop (62). Os menores valores de riqueza arbórea em Sinop podem ser devido ao caráter transicional das florestas regionais, uma vez que limitações na riqueza arbórea máxima estão fortemente correlacionadas com a baixa pluviosidade e pronunciada sazonalidade (Der Steege *et al.*, 2001).

As tabelas de distribuições de frequências de famílias e espécies por indivíduos revelaram diferença qualitativa significativa entre as de famílias das florestas de terra firme de Sinop e Alta Floresta. Em Alta Floresta, *Tetragastris altissima* (Burseraceae), é a espécie mais abundante, e representa 35% do total de indivíduos, e em Sinop, *Tovomita cf. schomburgkii* (Clusiaceae), a espécie mais abundante, representa 20% dos indivíduos ali amostrados.

O índice de Shannon (H') para a distribuição de famílias em sinop foi de 2.79 ± 0.33 com intervalo de confiança de 95%, com $H'_{min} = 0.503$, $H'_{max} = 3.556$, e o índice de Hurlbert, $J' = 0.749 \pm 0.108$. Enquanto em Alta Floresta o índice de Shannon apresentou um valor um pouco menor, $H' = 2.72 \pm 0.56$, para o mesmo intervalo de confiança, com $H'_{min} = 0.547$, $H'_{max} = 3.638$, e índice de Hurlbert, $J' = 0.703 \pm 0.181$, o que demonstra que nas duas áreas amostradas a distribuição quantitativa do número de indivíduos por família é semelhante.

Quanto à análise por espécie, os valores encontrados para Sinop foram de $H' = 3.20 \pm 0.38$, com intervalo de confiança de 95%, com $H'_{min} = 0.459$, $H'_{max} = 4.127$, e $J' = 0.739 \pm 0.096$, enquanto para Alta Floresta foram de 3.66 ± 0.62 , intervalo de confiança de 95%, com $H'_{min} = 0.253$, $H'_{max} = 4.691$, e $J' = 0.765 \pm 0.142$. Os valores do índice de Hurlbert para a distribuição de espécies não diferiram significativamente, o que demonstra que nas duas áreas amostradas a distribuição do número de indivíduos por espécie é semelhante.

Esse tipo de estudo estatístico pode fornecer base ou auxílio para a classificação de áreas pobremente amostradas, desde que essas amostras representem o tipo vegetacional que se deseja estudar, sendo uma proposta para um uso racional e padronizado de um material que pretende ser representativo das diferentes composições da floresta amazônica (Amostragens do RAINFOR), por estar sendo coletado em regiões pouco ou não amostradas.

4. Conclusões

Esse tipo de análise simples por re-amostragem baseando-se no índice de Shannon pode ser útil para a formação de um mosaico classificado a partir das características de diversidade de espécies gerado por baixa amostragem local, barateando a pesquisa e fornecendo base estatística para a orientação sobre as conclusões que se pode chegar sobre determinado padrão florestal.

5. Referências Bibliográficas

- (1) Beisel, J.-N., Moreteau, J.-C. (1997). *A simple formula for calculating the lower limit of Shannon's diversity index*. Ecological Modeling, 289-292.
- (2) Der Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., van der Hout, P., Daly, D.C., Silveira, M., Phillips, O., Vasquez, R., van Andel, T., Duivenvoorden, J., Oliveira, A.A., Ek, R., Lilwah, R., Thomas, R., van Essen, J., Baider, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Vargas, P.N. & Mogollón, H. (2003). *A spatial model of tree diversity and density for the Amazon Region*. Biodiversity and Conservation 12:2255-2277.
- (3) Efron, B., R. Tibshirani. (1993). *An introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, New York.
- (4) Hurlbert, S.H. (1971). *The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters*. Ecology 52, 578-586.
- (5) Krebs, J. (1989). *Ecological methodology*. New York: Harper & Row.
- (6) Philips, O.; Baker, T. (2002). *Field Manual for Plot Establishment and Remesurement*, RAINFOR.
- (7) Ribeiro, J.E.L.S; et al. (1999). *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na amazônia Central*. Manaus, INPA.

Dados preliminares sobre o ciclo de atividade da guilda de morcegos frugívoros em ambientes de mangue e terra firme no município de Bragança-PA
 Geovanny Lima^{a,b}, Fernanda Andrade^c, Stélio Brito^d, Valéria Silva^e, Ana Paula Pereira^f, Elaine Chagas^g, Danielle Arruda^h, Carlos Palmeiraⁱ & Marcus Fernandes^b

^a Universidade Federal do Pará – Campus Universitário de Bragança, Al. Leandro Ribeiro s/n, CEP: 68.600-000 – Bragança, Pará, Brasil.

^b giggo.bio@bol.com.br e mefb@ufpa.br

1. Introdução

Os manguezais são áreas submetidas à interação entre os processos continentais, marinhos e atmosféricos, numa faixa de latitude de entre 32° N e 38° S, em zonas costeiras tropicais da África, Austrália, Ásia e Américas (Schwamborn & Saint-Paul, 1996). A interação entre as espécies vegetais e animais nessas áreas abrigam desde formas microscópicas até grandes organismos que constituem a macrofauna dos manguezais, como os moluscos, crustáceos, peixes, aves e alguns mamíferos (Vanucci, 1999).

A classe Mammalia é considerada um grupo taxonômico relevante por influenciar na composição e na estrutura da vegetação das áreas em que habitam. Essa influência na vegetação pode ser preponderante até mesmo quando se trata de espécies de menor tamanho corporal como os mamíferos voadores (ex. Chiroptera - Richards, 1990a; 1990b). A ordem Chiroptera, de acordo com Linares (1987), Nowak (1991), Altringham (1996) e Emmons & Feer (1997), é a segunda maior ordem da classe Mammalia, com cerca de 950 espécies distribuídas em 186 gêneros e duas subordens: Megachiroptera (uma família, Pteropodidae, do velho mundo) e Microchiroptera (dezessete famílias de distribuição mundial, com exceção da Antártida). Os representantes da ordem Chiroptera contribuem como agentes de manutenção e equilíbrio de diversos ecossistemas pela utilização de variados recursos naturais como néctar, pólen, frutos, sangue, insetos, crustáceos, peixes e outros pequenos animais, além de algumas espécies apresentarem hábito alimentar onívoro (Linares, 1987). Os frugívoros, por exemplo, podem comer e dispersar sementes de pelo menos 96 gêneros de 49 famílias de plantas neotropicais (Fleming, 1988), o que representa, em alguns casos, mais de 25% das árvores dentro de uma floresta tropical (Humphrey & Bonaccorso, 1979).

São poucas as informações existentes sobre o comportamento de morcegos em áreas de manguezal. Assim, este estudo objetiva apresentar informações preliminares sobre o ciclo de atividades noturna e reprodutiva da guilda de frugívoros, comparando dois principais ecossistemas, manguezal e terra firme, que compõem a área florestada da Fazenda das Salinas, no município de Bragança-PA.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo é de propriedade particular, denominada de Fazenda das Salinas, localizada entre as coordenadas 046°40'20,4"W e 0°55'26,7"S. É uma área principalmente ocupada por florestas de mangue (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) e algumas ilhas de terra firme, além de apresentar no seu mosaico vegetacional manchas de campos salinos, dominados, na sua maioria, por gramíneas.

2.2. Procedimento

A coleta noturna foi realizada através do método convencional para captura de quirópteros neotropicais, utilizando-se redes-neblina. A amostragem foi efetuada tanto na terra firme quanto no manguezal, durante três noites consecutivas, ao longo de quatro transecções definidas como T1 e T2 (terra firme) e T3 e T4 (manguezal). Os animais capturados foram identificados, pesados e sexados, bem como deles foram obtidas algumas medidas morfométricas, tais como: comprimentos da orelha, estragus e antebraço, faixa etária, além do estado de maturação sexual.

2.3. Análise dos dados

- Atividade noturna

Dados relativos ao período de atividade noturna serão apresentados por espécie, considerando o número de indivíduos coletados e dias de coleta, no intuito de determinar o nível de utilização dos ambientes, terra-firme e manguezal, pelas espécies da guilda de frugívoros.

- Razão sexual

Para a avaliação da razão sexual será utilizada a análise não-paramétrica através do teste do Qui-quadrado.

3. Resultados e Discussão

Do total de 72 exemplares capturados, 53 indivíduos apresentavam hábito alimentar frugívoro, sendo representados pelas seguintes espécies da família Phyllostomidae: *Artibeus cinereus*, *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus obscurus* e *Uroderma bilobatum*. As quatro espécies de frugívoros são comuns aos dois ambientes, sendo que *Artibeus cinereus* foi a espécie mais rara para o conjunto das duas áreas, enquanto *Artibeus obscurus* foi a espécie mais capturada.

A avaliação da atividade noturna de cada espécie demonstrou que *A. jamaicensis* foi a espécie mais capturada nas florestas de mangue a partir do terceiro horário, das 21:00 estendendo-se até 01:00 h, ao passo que *A. obscurus* apresentou um pico de atividade entre as 20:00 e 21:00 hs, principalmente no ambiente de terra firme. Quanto à espécie *U. bilobatum*, as atividades noturnas parecem ter tido início a partir das 21:00 hs com maior preferência pela terra firme, onde mais de 60% dos exemplares foram capturados.

A análise não-paramétrica mostrou uma diferença significativa ($\chi^2_{\text{cal}} = 5,62$; $gl = 1$; $p < 0,05$ - com correção de Yates) com relação à proporção entre machos e fêmeas para as duas áreas estudadas, sendo que na terra firme foram capturados 31 indivíduos, dos quais 64,5% eram fêmeas. No mangue as fêmeas constituíram 68,18% das 22 capturas. As proporções entre machos e fêmeas não foram iguais entre os dois ambientes, sendo a terra firme a área de maior contribuição na ocorrência desta variação. Considerando a maturidade dos indivíduos, na terra firme 85% das fêmeas capturadas eram adultas, enquanto no manguezal o percentual foi de 86,15%. Já a proporção de machos adultos foi de 63,6% na terra firme e 42,85% no manguezal, sendo 11 e 7 o número de indivíduos capturados em cada ambiente, respectivamente. Das 31 fêmeas adultas apenas seis estavam grávidas ($n=4$ da espécie *A. obscurus*), enquanto o restante ($n=25$) era lactante. Este fato parece indicar que

as espécies *A.jamaicensis*, *U.bilobatum* e *A.cinereus* provavelmente se encontravam no período de menor atividade reprodutiva, ao passo que as informações para *A. obscurus* indicam que esta espécie parecia estar no fim do período de nascimento, o qual coincide com a estação seca (maio a dezembro).

4. Conclusões

Mesmo que ainda em caráter preliminar, os resultados aqui obtidos forneceram informações de quatro espécies de morcegos em dois ecossistemas diferentes. No entanto, para o ecossistema manguezal poucos são os estudos existentes sobre a diversidade e a ecologia da fauna de morcegos frugívoros. Assim, as informações geradas neste estudo, sugerem que o manguezal e a terra firme são uma fonte importante de recurso alimentar para as quatro espécies de quirópteros registradas. Contudo, parece ocorrer uma sincronia entre as espécies durante o forrageamento, onde *A.jamaicensis* tende a utilizar mais o manguezal, enquanto *A.obscurus* e *U.bilobatum* concentram-se mais na terra firme. *A.jamaicensis* e *A. obscurus* são espécies muito similares morfológicamente e potencialmente competidoras, porém os resultados demonstraram a possibilidade de uma coexistência quanto à utilização dos ambientes e dos horários de forrageio. Essas mesmas informações não foram possíveis para *A.cinereus*, devido à reduzida quantidade de exemplares obtidos. Esta alta incidência de filostomídeos pode estar relacionada com a metodologia, que de certa forma é seletiva para as espécies que voam entre 0,5 a 2,5 m do solo.

(Financiado pela CAPES/MADAM/Instituto do Milênio - MCT/PADCT/CNPq/UFPA-NEC-FADESP)

5. Referências Bibliográficas

- Altringham, J. D. (1996). *Bats Biology and Behaviour*. Oxford University Press, Oxford, New Jersey and Tokyo. ix-261p.
- Emmons, L.H. & Feer, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals: a Field Guide*. 2nd ed. The University of Chicago Press, Chicago & London, 307p.
- Fleming, T. H. (1988). *The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions*. The University of Chicago Press, Chicago, USA, 358p.
- Humphrey, S.R. & Bonaccorso, F. J. (1979). *Population and community ecology*. In: Baker, R. J., Jones, Jr., J. K. & Carter, D. C. (Eds.). Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part II. Special Publications the Museum Texas Tech University, 16: 490-441.
- Linares, O. J. (1987). *Murcielagos de Venezuela*. Cuadernos Lagoven, Departamento de Relaciones Públicas de Lagoven S. A., Caracas, 122p.
- Nowak, R. M. (1991). *Walker's Mammals Of The World*. Vol I. 5th ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, xiii-642p.
- Richards, G. C. (1990a). The spectacled Flying-Fox, *Pteropus conspicillatus* (Chiroptera: Pteropodidae), in north Queensland, 2. Roost sites and distribution patterns. *Australian Mammalogy* 13:17-24.
- Richards, G. C. (1990b). The spectacled Flying-Fox, *Pteropus conspicillatus* (Chiroptera: Pteropodidae), in north Queensland, 2. Diet, seed dispersal and feeding ecology. *Australian Mammalogy* 13:25-31.
- Schwamborn, R. & Saint-Paul, U. (1996). Mangroves, forgotten forests? *Nat. Resourc and Develp.*, 43/44:13-36.
- Vanucci, M. (1999). *Os Manguezais e Nós/ Uma Síntese de Percepções*. EDUSP, São Paulo, 233p.

Biodiversity of Laelapine mites (Acari, Laelapidae) associated with small mammals from Amazonas, Brazil, with new distributional records.

Gettinger, Donald¹, Martins-Hatano, Fernanda² & Lareschi, Marcela³

¹Mantel Laboratory of Parasitology, University of Nebraska, Lincoln, NE, USA. donaldg@alltel.net

²Departamento de Ecologia, IBRAG, UERJ, Rua Cardoso Júnior, 454 - ap. 201, Laranjeiras, RJ, Brasil.

³CONICET, Argentina. mlareschi@yahoo.com.ar

1. Introduction

Mesostigmatic mites of the subfamily Laelapinae Berlese, 1892 (Acari: Laelapidae) are worldwide associated with neotropical small mammals (Orders Rodentia and Didelphimorphia) and reach an extremely high diversity in the neotropics. These mites are usually the predominant group of arthropods sampled on non-volant small mammals. Unfortunately, very little information is available on these mites in the Amazonian Region (Linardi et al. 1991a; 1991b; Rebello et al., in press). Of the 8 genera and 67 species of laelapines presently recognized on neotropical small mammals (Furman, 1972), only 5 genera and 13 species are known from the Brazilian Amazon (Rebello et al, in press).

In this paper, we present the results of an intensive survey of a single locality near Manaus, Amazonas State.

2. Materials and methods

In 1983-84, during the first years of the Minimum Critical Size of Ecosystems (MCSE) project, small mammals and their associated arthropods were collected from isolated and non-isolated primary forest reserves approximately 80 km North of Manaus, Amazonas, Brazil by Jay R. Malcolm. Six marsupials, 5 sigmodontine and 5 echimyid rodents were examined for ectoparasitic arthropods. Mites were fixed in 70 % ethyl alcohol, cleared with lactophenol, mounted on slides with Hoyer's medium and examined under the microscope to be identified according to the existent literature (Furman, 1972; Gettinger, 1992), and when possible compare each host-mite species combination with the original type specimens.

3. Results

The following mite-host associations were identified: *Androlaelaps tuberans* Furman, 1972 ex. *Marmosa cinereus*, *Mysolaelaps heteronychus* Fonseca, 1959 and *Laelaps fonsecai* Gettinger, 1992 ex. *Rhipidomys mastacalis*, *Gigantolaelaps intermedia* Furman, 1971, *Laelaps boultoni* Furman & Tipton, 1961 and *Laelaps pilifer* Tipton 1966, ex. *Neacomys guianae*, *Gigantolaelaps canestrinii* Fonseca, 1959, *Laelaps crinigera* Furman, 1972, and *Laelaps furmani* Gettinger, 1992 ex. *Oecomys bicolor*, *Gigantolaelaps gilmorei* Fonseca, 1939, *Gigantolaelaps oudemansi* Fonseca, 1939, *L. acuminata* Furman, 1972, and *L. pilifer* ex. *Oecomys paricola*; *Gigantolaelaps gilmorei*, *Gigantolaelaps oudemansi*, *Laelaps pilifer*, and *L. acuminata* ex *Oryzomys macconnelli*, *Tur expansus* Furman, 1972 ex. *Mesomys hispidus*, *Tur amazonicus* Fonseca, 1960, *Tur aragaoi* (Fonseca, 1939), and *Tur aymara* Fonseca, 1960 ex. *Proechimys cuvieri*; *Tur amazonicus*, *Tur aragaoi*, and *Tur aymara* ex. *Proechimys goeldi*; *T. amazonicus*, *Tur apicalis* Furman & Tipton, 1961, *Tur aragaoi* and *T. aymara* ex. *Proechimys guyannensis*.

4. Discussion

Of the 17 species of laelapine identified in this survey, 7 are recorded here for the first time in Brazil (*G. intermedia*, *L. crinigera*, *L. pilifer*, *L. acuminata*, *L. boultoni*, *A. tuberans* and *T. expansus*), and 3 are new to Brazilian Amazonian (*L. fonsecai*, *L. furmani*, and *M. heteronychus*). Besides, 15 ectoparasite-host associations are recorded for the first time (*G. intermedia* ex *N. guianae*, *L. boultoni* ex *N. guianae*, *L. pilifer* ex. *N. guianae*, *L. crinigera* ex. *O. bicolor*, *G. gilmorei* ex. *O. paricola*, *G. oudemansi* ex. *O. paricola*, *L. acuminata* ex. *O. paricola*, *L. pilifer* ex. *O. paricola*, *L. acuminata* ex *O.*

macconnellii, *T. amazonicusex*, *P. cuvieri*, *T. aragaoi* ex. *P. cuvieri*, *T. aymara* ex. *P. cuvieri*, *T. amazonicus* ex. *P. goeldi*, *T. aragaoi* ex. *P. goeldi*, *T. aymara* ex. *P. goeldi*). It is clear that these surveys underestimate the diversity of laelapine mites infesting Amazonian mammals, anyway the results presented in this study, nearly double the known number of species occurring in the Brazilian Amazon (to 5 genera and 24 species) (Rebello et al. in press; Linardi et al. 1991a; 1991b). Also, 12 of the 16 species recorded here occur on oryzomyine and echimyid rodents, and because these groups are important components of the Amazonian small mammal fauna, we can expect to find a comparable laelapid mite fauna further studies.

5. References

Furman, D. P. 1972. Laelapid mites (Laelapidae: Laelapinae) of Venezuela. *Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser.* 27: 1-58.

Gettinger, D. 1992. Three new species of *Laelaps* (Acari: Laelapidae) Associated with small mammals in Central Brazil. *J. Med. Entomol.* 29 (1): 66-70.

Linardi, P.M.; Botelho, J.R.; Rafael, J.A.; Valle, C.M.C.; Cunha, A. & Machado, P.A.R. 1991a. Ectoparasitos de pequenos mamíferos da Ilha de Maracá, Roraima, Brasil. I. Ectoparasitofauna, registros gráficos e de hospedeiros. *ACTA Amazonica* 21: 131-140

Linardi, P.M., Botelho, J.R. & Rafael, J.A. 1991b. Ectoparasitos de pequenos mamíferos da Ilha de Maracá, Roraima, Brasil. II. Interação entre ectoparasitas e hospedeiros. *ACTA Amazonica* 21: 141-150

Rebello, V.M.M.; Costa, D.B.; Gettinger, D.; Brescovit, A.D. & Barros-Battesti, D.M. Acari-gamasida-Laelapidae-Parasitic Mites. *In press*. Revista Fauna da Amazonia Brasileira.

Composição florística da várzea do município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil.

Gideão Costa Santos¹; Mário Augusto G. Jardim¹;

¹Museu Paraense Emílio Goeldi – Coordenação de Botânica (gcsantos@museu-goeldi.br)

1. Introdução

No estuário amazônico nota-se ao longo dos rios, lagos, furos e igarapés a vasta extensão das várzeas. Ayres (1993) relata que as áreas de várzea representam cerca de 3% da Amazônia, o que corresponde a 200.000 km. Esta extensão aliada a alta fertilidade dos solos, permite que as várzeas apresentem composição florística peculiar e com elevado potencial econômico. Na região amazônica tem-se buscado alternativas na exploração dos recursos naturais e as áreas de várzea despontam como forte celeiro desses recursos. Martorano (2000) encontrou em 1,95ha na bacia do una na cidade de Belém várias espécies de interesse econômico entre elas: *Symphonia globulifera* L.F., *Carapa guianensis* Aubl. e *Euterpe oleracea* Mart. (açai) esta, segundo Henderson e Galeano (1996) apresenta ampla distribuição geográfica e de acordo com Jardim (2000) é uma das espécies de maior densidade e importância ecológica nas várzeas.

A florística das várzeas é bastante limitada (Almeida et al. 2002; Junk 1984; Rabelo et al. 2001) desse modo, Martorano (2000) na bacia do una em Belém, apresenta 21 famílias, 42 gêneros e 48 espécies em 1,95ha entre arbóreas e palmeiras, evidenciando que as famílias com maior representatividade em espécies são: Clusiaceae, Arecaceae e Fabaceae ressaltando que a intensidade amostral é suficiente para expressar a riqueza florística. Neste estudo, objetivou-se conhecer a composição florística de florestas de várzea.

2. Métodos

A área de estudo localiza-se na localidade São José do Aracy, no município de Santa Bárbara do Pará, sob as coordenadas 01° 13' 26" de Latitude Sul e 48° 17' 22" de longitude Oeste. No levantamento florístico, foram utilizadas 03 parcelas de 1ha distribuídas aleatoriamente em pontos diferentes sob as coordenadas: 1° 09' 45" de latitude Sul e 48° 17' 18" de longitude Oeste; 1° 09'

50" de latitude Sul e 48° 17' 04" de longitude Oeste; 1° 09' 24" de latitude Sul e 48° 17' 30" de longitude Oeste. As parcelas foram subdivididas em 05 transectos de 20x100m onde foram amostradas espécies arbóreas lenhosas e palmeiras. O material botânico foi coletado e identificado no herbário do Museu Paraense Emílio Goeldi a nível de família, gênero e espécie sendo posteriormente incorporados às coleções do herbário. Para as espécies lenhosas adotou-se as medições de DAP ³10cm e para palmeiras CAP ³10cm e estimou-se a altura. Foram calculados os índices densidade relativa, frequência relativa, dominância relativa e índice de valor de importância conforme (Cottam & Curtis 1956).

3. Resultados

A várzea analisada apresenta vegetação arbórea composta por espécies lenhosas e palmeiras, apresenta cipós e dossel não contínuo.

A composição florística apresentou um total de 2320 indivíduos distribuídos em 26 famílias, 51 gêneros e 57 espécies. Das famílias encontradas as mais bem representadas em número de espécies foram: Papilionaceae, Caesalpinaceae e Mimosaceae todas com 06 espécies cada.

As famílias Papilionaceae, Arecaceae e Caesalpinaceae apresentaram maiores valores de densidade relativa (27,11%; 26,21% e 18,88%) respectivamente. Na frequência relativa 13 famílias apresentaram valor de 4,94%, o que corresponde a ocorrência em todas as parcelas analisadas, entre elas, as de maior densidade. As famílias com maior dominância relativa foram: Papilionaceae com (38,30%), Caesalpinaceae (14,96%) e Clusiaceae (8,04%). Desse modo, as famílias com maior valor de importância ecológica na comunidade foram: Papilionaceae (70,33%), Caesalpinaceae (38,76%) e Arecaceae (37,34%).

Em relação às espécies, as que mais se destacaram em relação ao número de indivíduos foram: *Euterpe oleracea* Mart. (açai) com 575 indivíduos, *Pterocarpus officinalis* Jacq. (mututi) com 515 e *Pentaclethra macroloba* (Willd) O.Kuntzem (pracaxi) com 185 indivíduos.

Assim, as espécies de maior densidade relativa foram as seguintes: *Euterpe oleracea* Mart. (24,78%), *Pterocarpus officinalis* Jacq. (22,20%) e *Pentaclethra macroloba* (Willd) O. Kuntzem (7,98%). Na frequência relativa, 18 espécies apresentaram valor de 2,63% entre elas as de maior densidade. Na dominância destacaram-se *Pterocarpus officinalis* Jacq. com (32,67%), *Avicennia germinans* (L.) Stearm. (7,25%) e *Symphonia globulifera* L. (7,11%). As espécies com maior índice de importância ecológica foram: *Pterocarpus officinalis* Jacq. (57,50%), *Euterpe oleracea* Mart. (31,39%) e *Pentaclethra macroloba* (Willd) Kuntzem (17,28%).

4. Conclusões

A várzea analisada comparada a outros estudos, apresenta composição florística baixa o que pode associar-se a fatores ecológicos, edáficos e ou ambientais. A família de maior densidade e importância ecológica na comunidade foi Papilionaceae. A espécie *Euterpe oleracea* Mart. é mais abundante e *Pterocarpus officinalis* Jacq. a espécie de maior importância ecológica. Desse modo, o uso racional das espécies garantirá a preservação da riqueza florística local.

5. Referências Bibliográficas

Almeida, S.A.; Amaral, D.D.; Silva, A.S.L. (2002). Estrutura e fitossociologia de florestas de várzea no estuário amazônico. *ECOLAB*. Cd Room. Belém.

Ayres, J.M. (1993). As matas de várzea do Mamirauá: Médio Rio Solimões. *Sociedade civil Mamirauá*. v.1, 123p. Brasília, DF.

Cottam, G. & Curtis, J.T. (1956). The use of distance measure in phytosociological sampling. *Ecology*, 37, p. 451-460.

Henderson, A.; Galeano, G. (1996). *Euterpe*, *Prestoea*, and *Neonicholsonia* (Palmae). *Flora Neotropica: monograph* 70-73. New York Botanical Garden. New York.

Jardim, M. A.G. (2000). Morfologia e ecologia do açazeiro *Euterpe oleracea* Mart. e das etnovarietades Espada e Branco em ambiente

de várzea do estuário amazônico. *Universidade Federal do Pará. Tese de doutorado*, 119 pg. Belém.

Junk, W.J. (1984). Ecology of varzea, floodplain of the Amazonian white-water rivers. In: Sioli, H. *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dordrecht. pg. 215-243.

Martorano, P.G. (2000). Avaliação estrutural de uma floresta de várzea localizada na área de influência da macrodrenagem, bacia do una, na região urbana de Belém, Pará. *Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. Dissertação de mestrado*, 81p. Belém.

Rabelo, F.G.; Matos, M.L.; Gemaque, R. C.R. (2001) Levantamento florístico na micro-bacia do Igarapé Arapiranga. *Secretaria de Estado do Meio Ambiente, SEMA*. 56p. Macapá.

Área de vida e aspectos da história natural de dois grupos de *Saguinus bicolor* em fragmentos florestais na cidade de Manaus, AM.

Gordo, M.; Lourenço, S.C.; Calleia, F.O.; Moreira, A.L.B. Projeto Sauim-de-Coleira – Universidade Federal do Amazonas, DB/ICB, Laboratório de Ecologia (mgordo@ufam.edu.br)

1. Introdução

O macaco *Saguinus bicolor* (Callitrichidae), conhecido popularmente por Sauim-de-Coleira, é um pequeno primata de cabeça nua, preta, com a pelagem do tórax e braços branca e o restante do corpo marrom e cauda com região interna negra. Pesa cerca de 500 gramas quando adulto e se alimenta basicamente de frutos e insetos, podendo também consumir goma (seiva) de algumas espécies arbóreas.

Possui distribuição restrita à região de Manaus e está seriamente ameaçado de extinção devido ao crescimento desordenado da cidade e à fragmentação da paisagem. Sua distribuição tem se tornado cada vez mais concentrada no eixo de desenvolvimento entre a capital do Estado, Manaus, e a cidade Itacoatiara, o que torna a sua situação grave.

Poucos estudos foram conduzidos com a espécie apesar desta ocorrer, inclusive, nas áreas verdes dentro da cidade. A maioria dos estudos abordou a sua distribuição geográfica (Ayres *et al.* 1980 e 1982; Subirá, 1998) sem trazer informações consistentes sobre densidade, biologia, comportamento e área de vida. Apenas um trabalho sobre a ecologia e comportamento de um único grupo (entre 6 e oito indivíduos) foi realizado durante o período de um ano (Egler, 1986). Durante esse trabalho a área de vida foi estimada em 12 hectares, numa floresta secundária (capoeira). Posteriormente, acompanhamos dois grupos (5 e 3 indivíduos respectivamente) em um mesmo fragmento de aproximadamente 30 hectares, onde apresentaram áreas de vida estimadas em 8 e 12 hectares respectivamente.

A área de vida nos Calitriquídeos pode variar muito de espécie para espécie e mesmo dentro da mesma espécie, como foi visto por Albernaz e Magnusson (1999) para *Mico argentata* (= *Callithrix argentata*). Essas variações, se não forem levadas em consideração podem ter implicações sérias nas medidas de conservação a serem implementadas.

Na área de ocorrência de *S. bicolor* há vários tipos de formação vegetal, tais como florestas de terra firme primária, florestas secundárias ou alteradas (em diferentes estágios sucessionais), florestas inundadas periodicamente, campinas e campinaranas. Essa diferenciação na fisionomia e composição florística dos ambientes explorados pelo Sauim-de-Coleira pode, entre outros fatores, ser relevante no seu comportamento e ecologia, inclusive na determinação de sua área de vida.

Dessa maneira, é importante entendermos quais são as exigências da espécie quanto à área de vida em diferentes situações e ambientes.

O presente trabalho tem como objetivo ampliar os conheci-

mentos sobre a área de uso de *S. bicolor*, fornecendo subsídios para a elaboração de um plano de manejo visando a conservação da espécie.

2. Métodos

O estudo está sendo realizado em dois fragmentos dentro da cidade de Manaus (aproximadamente 3° 8' S, 60° 2' W) com coberturas vegetais bem diferenciadas. No fragmento maior, com cerca de 711 hectares, foi escolhido como área de estudo um local apresentando uma mata primária com pequenas alterações provocadas por efeito de borda e pequenas ações antrópicas, denominada Área do Acariquara. No outro fragmento, bem menor, com cerca de 65 hectares, a vegetação foi quase inteiramente derubada e queimada há dez anos atrás, estando hoje em um estágio inicial/intermediário de sucessão ecológica (capoeira baixa), denominada Área do SESI.

Cada área está sendo visitada dez dias por mês desde abril de 2003. As observações são feitas das 6:00 h e se prolongam até o final das atividades dos animais. Para acompanhar os grupos, mapear a sua localização e facilitar as observações foram abertas trilhas com espaçamentos regulares (50 X 50 metros, aproximadamente) que associadas, formam um "gride" dividindo as áreas em quadrantes. Para localização e acompanhamento dos grupos, estão sendo usados rádio-collares com frequências específicas em um dos exemplares com maior peso e que julgamos ser a fêmea alfa.

Para estimarmos a área de vida, foram somados os quadrantes usados por pelo menos um dos integrantes do grupo. A somatória do número de vezes em que foram avistados em um quadrante e o tempo de permanência em cada quadrante foram parâmetros usados para estimar os locais mais usados pelos grupos.

3. Resultados e discussão

O presente trabalho apresenta dados preliminares sobre área de vida e história natural dos grupos.

Área do Acariquara: O grupo de *S. bicolor* que está sendo acompanhado possui 11 indivíduos, sendo que o exemplar com rádio-colar é uma fêmea.

A área de vida, até o momento, foi estimada em 16,62 hectares (a partir de 511 observações).

Os limites, em grande parte, estão sendo determinados pela presença de grupos vizinhos. Em algumas ocasiões foram observados encontros do grupo estudado com grupos vizinhos, havendo muita interação através de vocalização e chegando a ocorrer agressão física.

A atividade deste grupo teve início entre 06:00 e 06:20 h, se entendendo até aproximadamente 16:00 h, raramente até 17:30 h. Usaram freqüentemente como dormitórios as bainhas das folhas de inajá (*Attalea maripa*, Arecaceae) e com menor intensidade emaranhados de cipó (todos na mesma árvore). Durante o dia usaram emaranhados de cipó para descansos prolongados.

Área do SESI: O grupo estudado também é composto por 11 indivíduos e o rádio-colar foi colocado em uma fêmea. Acompanhando o grupo há um mico de cheiro (*Saimiri sciureus*) que está totalmente integrado.

A área de vida, até o momento, foi estimada em 24 ha (350 observações).

Até o momento não foram encontrados outros grupos de Sauim no mesmo fragmento e os limites, na maioria da área coincide com as bordas do próprio fragmento, entretanto, nos locais contínuos ao restante da vegetação não parecem ser muito bem definidos.

A atividade deste grupo teve início entre 06:12 e 06:36 h, se entendendo até aproximadamente 16:00 h. Foram observados usando como dormitórios as bainhas das folhas de inajá (*Attalea maripa*, Arecaceae) e as bainhas superiores das folhas de buriti (*Mauritia flexuosa*, Arecaceae) (todos na mesma árvore). Durante o dia também usaram emaranhados de cipó para descansos prolongados.

Em ambos os grupos os horários de maior atividade e de maiores deslocamento se deu entre as primeiras quatro horas da manhã, com uma queda das atividades nas horas mais quentes do dia.

Em diferentes ocasiões foram observadas separações dos grupos em grupos menores durante o forrageio e deslocamento, principalmente quando estão em fuga.

O fato dos grupos ainda não estarem habituados à presença dos observadores pode levar à superestimativa das áreas de vida. Independente da obtenção de dados em diferentes épocas do ano, que certamente levarão a um aumento da área estimada até o momento, os resultados preliminares demonstram uma variação de aproximadamente 50% entre os grupos deste estudo em diferentes formações vegetais e de até 100% maior do que foi estimado por Egler (1986).

4. Conclusões

É imprescindível a continuidade desses estudos com os grupos habituados, pois possibilitarão testar o efeito do "stress" dos animais à presença dos observadores.

A vegetação dominante e as interações entre grupos parecem ser determinantes no padrão de atividades e no tamanho da área de vida dos grupos de *S. bicolor*.

Caso as estimativas de área de vida estejam próximas da realidade, devem ser respeitadas tais dimensões e variações de acordo com a vegetação predominante, pois têm importantes implicações para o estabelecimento de medidas de conservação e manejo.

(O Projeto Sauim-de-Coleira tem o apoio financeiro do PROBIO/MMA - GEF - BIRD)

5. Referência Bibliográfica

Albernaz, A. L. and Magnusson, W.E. (1999). Home-range size of the Bare-ear Marmoset (*Callithrix argentata*) at Alter do Chão, Central Amazonia, Brazil. *International Journal of Primatology*, 20 (5): 665-677.

Ayres, J.M., Mittermeier, R.A. and Constable, I.D. (1982). Brazilian Tamarins on the way to extinction? *Oryx*, 16 (4): 329-333.

Ayres, J.M., Mittermeier, R.A. and Constable, I.D. (1980). A distribuição geográfica e situação atual dos sagüis de cara nua (*Saguinus bicolor*). *FBCN-Rio de Janeiro*, 16:62-68.

Egler, S.G. (1986). *Estudos bionômicos de Saguinus bicolor (Spix, 1823) (Callitrichidae: Primates), em mata tropical alterada, Manaus, AM*. Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, SP.

Subirá, R.J. (1998). *Avaliação da situação atual das populações selvagens do Sauim-de-coleira Saguinus b. bicolor (Spix, 1823)*. Tese de Mestrado, Fundação Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Ecologia das comunidades de formigas associadas a família arecaceae na ilha do Combu e em caxiuanã, PA – Brasil

Iracener Andrade dos Santos¹ & Marcos Pérsio Dantas Santos²

¹Universidade Federal Rural da Amazônia (iracener@yahoo.com.br)

²Doutorando em Zoologia no Museu Paraense Emílio Goeldi

1. Introdução

A Amazônia é o principal centro de diversidade de palmeiras neotropicais (Küchmeister *et al.*, 1998). A família Arecaceae reúne um expressivo número de espécies na região amazônica, com a flora regional entre 200 e 250 espécies (Almeida & Silva 1997). A família Arecaceae apresenta adaptações morfológicas e fisiológicas especiais em estruturas que facilitam as inter-relações com seus colonizadores e visitantes. Muitas espécies de palmeiras podem ter uma intrínseca relação com insetos polinizadores (p. ex. coleópteros como mencionados por Almeida & Silva, 1997). As associações entre formigas e plantas na região Neotropical são conhecidas para aproximadamente 250 espécies vegetais, pertencentes a 19 famílias e aproximadamente 180 espécies de formigas (Wheeler 1942, Benson 1985). As formigas especializadas para viver em mirmecófitas aproveitam as estruturas destas plantas (cavidade de tronco dilatação de folhas e ramos) como local de nidificação e mostram ainda

adaptações morfológicas e comportamentais (Harada & Benson, 1988; Harada, 1989; Fonseca, 1993). O grau de associação mutualística entre mirmecófitas e formigas está relacionado à qualidade e à quantidade de recursos oferecidos pela planta assim como a eficiência dos serviços prestados pela colônia de formigas. Não há na literatura indícios ou evidências de que alguma espécie de palmeira tenha algum tipo relação tão estreita com comunidades de formigas de modo a incorporar as palmeiras na classe de mirmecófitas, no entanto, a deposição gradual de material orgânico nas brácteas das palmeiras estimula a habitação destes espaços pelas comunidades de formigas produzindo uma intrínseca relação entre estas comunidades (observação pessoal). O presente trabalho teve como objetivo caracterizar as comunidades de formigas e estudar os padrões de associação e as interações existentes entre formigas e plantas da família Arecaceae em uma área de várzea e outra de floresta de terra firme na Amazonia oriental.

2. Material e Métodos

Este estudo foi realizado nos municípios de Belém, Pará, Ilha do Combu (IC): 1° 25' S; 48° 25' W) e Melgaço, Pará, Estação Científica Ferreira Penna (ECFPn): 1° 42' 30" S; 51° 31' 45" W. Foram utilizados seis pontos de coletas na IC e ECFPn, onde foram coletados os ninhos de formigas de cinco palmeiras em um raio de 15 m do ponto. Em cada planta coletou-se as colônias de formigas presentes e anotou-se a altura da planta e a descrição do ambiente. Para análise de porcentagem de nidificação de formigas nas palmeiras, foram contadas 20 plantas dentro de um transecto de 50 m x 50 m, em cada ponto, observando-se presença ou ausência de formigas. O material biológico foi acondicionado em álcool 80% e depositados na Coleção de Invertebrados do Museu Paraense Emílio Goeldi e identificados como espécies ou morfoespécies. As análises de diversidade foram realizadas utilizando o programa EstimateS 5.0 (Colwell, 1997) e BioDiversityPro (McAleece, *et al.* 1997). Para avaliar similaridade entre as comunidades de formigas associadas a palmeiras entre IC e ECFPn foram usados os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (Magurran, 1988).

3. Resultados e Discussão

Das 39 espécies de formigas coletadas nos locais de amostragem, 24 espécies foram coletadas na IC (51%) e 22 na ECFPn (49%), sendo todas coletadas em 15 espécies de palmeiras. Coletou-se um total de 38.863 exemplares de formigas em 60 exemplares de palmeiras. A riqueza de espécies de palmeiras foi mais bem representada pela comunidade da ECFPn com 10 espécies, enquanto a IC teve apenas 8 espécies. Na ECFPn a abundância de indivíduos de formigas foi maior que na IC (ECFPn = 18.819; IC = 12.088).

Foi observado que as palmeiras não produzem nenhum tipo de substância exclusivamente para as formigas, como ocorre com algumas mirmecófitas, no entanto, as formigas utilizam diversas estruturas destas plantas tanto para alimentação quanto para construção de seus ninhos. As flores das palmeiras após sua maturação, caem sobre as folhas e brácteas da planta e, então, ficam passíveis de uso pelas comunidades de formigas. Sendo que algumas espécies de formigas costumam usa-las para construir seus ninhos como é o caso das espécies do gênero *Camponotus*. As formigas também usam os restos de pólen e néctar, que ficam nas flores, em sua dieta alimentar. As palmeiras possuem uma diversidade de habitantes e visitantes, como artrópodes, pequenos mamíferos e até répteis (várias cobras foram encontradas nas brácteas durante as coletas). Nos períodos de floração e frutificação as espécies de palmeiras são bastante visitadas por, aves (Santos, 2001) coleópteros (Valente, 2000) e mamíferos que procuram seus frutos para se alimentar. Após a alimentação dos vertebrados é comum sobrar grande quantidade de resíduos de frutos depositado nas brácteas destas plantas, as formigas usam estes resíduos de frutos tanto em sua alimentação como, também, na construção de seus ninhos. O papel que as formigas desenvolvem nas palmeiras é bem similar ao que ocorre quando estas habitam plantas mirmecófitas, ou seja, há uma rela-

ção mutualística não obrigatória, mas que favorece ambas espécies (palmeiras e formigas) pois as formigas usam as brácteas como local de nidificação e tem oferta de alimentos, em troca protegem a planta contra outros insetos herbívoros e até vertebrados. As espécies do gênero *Solenopsis*, no período de floração, efetuam muitas visitas as flores, com isto podem auxiliar no processo de polinização da planta, e ou, danificam algumas flores inviabilizando estas para produção de frutos, no entanto, serão necessárias observações mais detalhadas para verificar o real papel destas visitas. Os frutos não são predados pelas formigas, sendo apenas visitados, mas a intensa associação de algumas espécies de formigas (*Solenopsis* spp) com Homópteros podem, eventualmente, produzir uma aparência não desejada em frutos de interesse econômico.

Apesar do número de espécies de formigas observada na IC ser um pouco maior (24 spp) que na ECFPn (22 spp), esta apresentou maior riqueza de espécies estimada (Jackknife = 45 a 100 spp), atendendo as expectativas, onde segundo Greenslade (1971); Moraes (1980); Andersen (1986); Majer & Kock (1992) os ambientes com maior complexidades estrutural da vegetação tendem a apresentar as maiores riqueza e diversidade de espécies, uma vez que a IC tem menor diversidade de fauna e flora, devido a intensa ação antrópica no local. Das 240 palmeiras amostradas 103 apresentaram colônias de formigas nidificando, com um percentual de 42,92% de colonização. Na ECFPn 29,16% de palmeiras tinham suas brácteas colonizadas por uma ou mais espécies de formigas, enquanto que na IC observou-se 56,67%. A palmeira Inajá (*Attalea maripa* Mart.) foi a que apresentou maior riqueza de espécies de formigas (09) seguida de Açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) com 08 espécies de formigas na IC. A sazonalidade influencia a abundância das comunidades de formigas pois, em períodos de maior pluviosidade, esta abundância é maior (34.782 indivíduos) quando comparado com períodos de maior estiagem (30.907 indivíduos). A distribuição de espécies e indivíduos na IC sugerem que o ambiente de várzea tem um efeito direto sobre as comunidade de formigas que nidificam em palmeiras já que a maior concentração de formigas está na vegetação. Foram encontradas diversas espécies de formigas de solo/litter (ex. *Dinoponera gigantea*) nidificando em palmeiras o que sugere que a riqueza das espécies de formigas em palmeiras pode estar influenciada pelas das marés de sisígia que produzem áreas submersas nos períodos de maiores índices pluviométricos. Foi observado que nos períodos de chuvas a abundância de indivíduos e riqueza de espécies é aumentada, ocorrendo uma inversão nos períodos mais secos. A ECFPn tem maior disponibilidade de espécies vegetais que podem ser usadas pelas formigas e, conseqüentemente, mais recursos alimentícios e sítios propícios para nidificação, mas na IC estes recursos são mais escassos. Os coeficientes de similaridade de Jaccard e Sorensen mostraram baixa similaridade entre as comunidades de formigas dos dois locais amostrados (IC e ECFPn) (Sorensen= 0,304; Jaccard =0,179). Na ECFPn as espécies de formigas encontradas são típicas de florestas primárias enquanto na IC ocorrem espécies características de vegetação aberta e florestas secundárias. As espécies de formigas comuns aos dois locais são espécies generalistas e de ampla distribuição, podendo ocorrer tanto em ambientes preservados como em ambientes urbanos. Também Ketelhut (1999), trabalhando com comunidade de formigas em áreas de extração madeireira encontrou diferença de composição quando analisou diferentes ambientes antropizados. Em florestas convertidas em pastagem, alterações na composição de espécies de formigas e redução de diversidade foram registradas (Nepstad et al., 1998; Kalif, 2001).

4. Conclusão

Este trabalho mostra uma associação mutualística não obrigatória entre as espécies de formigas e palmeiras. As formigas não predam os frutos das palmeiras, apenas utilizam restos de inflorescências e frutos em sua dieta alimentar ou construção de seu ninhos exercendo patrulhamento nas plantas. As palmeiras da

IC são mais habitadas pela comunidade de formigas que na ECFPn. O número de espécies estimadas para a ECFPn é maior que aquela esperada para a IC. As palmeiras IC e ECFPn abrigam comunidades de formigas distintas. A sazonalidade na IC influencia a abundância das comunidades de formigas que apresenta-se maior nos períodos de elevada pluviosidade. A umidade nas brácteas, a disponibilidade de alimento e vastos sítios de nidificação favorecem habitação destes espaços pelas comunidade de formigas tanto na IC quanto na ECFPn.

5. Referências Bibliográficas

- Almeida, S.S. & Silva, P. J. D. 1997. *Caxiuanã*. As palmeiras: Aspectos Botânicos, Ecológicos e Econômicos. Museu Goeldi, Belém-PA, Brasil.
- Andersen, A. N. 1986. Patterns of ant community organization in mesic southeastern Australia. *Austr. J. Ecol.* 11(1): 87-97.
- Benson, W. W. 1985. Amazon Ant-plants. In: Lovejoy, T. E. & Prance, G. T. *Key Environments: Amazonia*. Pergman Press. New York. pp: 239-266.
- Colwell, R. K. 1997 – *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 501 User's guide and application published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Fonseca, C. R. 1993. Nesting space limits colony size of the plant ant *Pseudomyrmex concolor*. *Oikos* 67: 473-482.
- Greenslade, P. J. M. 1971. Interspecific competition and frequency changes among ants in a Solomon Islands coconut plantation. *J. Appl. Ecol.* 8(2): 323-352.
- Harada, A. Y. & Benson, W. W. 1988. Espécies de *Azteca* (Hymenoptera: Formicidae) especializadas em *Cecropia* spp. (Moraceae): Distribuição geográfica e considerações ecológicas. *Revta. Bras. Ent.* 32 (3/4): 423-435.
- Harada, A. Y., 1989. Estrutura de colônias de *Azteca alfari* Emery (Hymenoptera: Formicidae, Dolichoderinae) em plantas de *Cecropia concolor* (Moraceae). *Revta. Bras. Ent.* 33(2): 169-182.
- Kalif, K. A. B. *Impactos da exploração madeireira sobre a fauna de formigas e conseqüências para a remoção de sementes florestais na Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará. 2001. 62 p.
- Ketelhut, S. M. *Avaliação das comunidades de formigas em uma área de extração madeireira*. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará. 1999. 110p.
- Küchmeister, H. Webber, A. C., Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger, G. 1998. A polinização e sua relação com a termogênese em espécies de *Arecaceae* e *Annonaceae* da Amazônia Central. *Acta Amazônica*. 28(3):217-245.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Chapman and Hall. London. 179p.
- McAlece, N.; Lambeshead, P.J.D.; Paterson, G.L.J. & Gage, J.D. *BioDiversityPro*. 1998. Version Beta. <http://www.nhm.ac.uk/science/projects/worldmap/>.
- Moraes, H. C. 1980. *Estrutura de uma comunidade de formigas arbóricolas em vegetação de campo cerrado*. Dissertação de Mestrado. Unicamp
- Majer, J. D. & Kock A. E. 1992. Ant recolonization of sand mines near Richrds Bay, South Africa: na evaluation of progress with rehabilitation. *Suid-Afrikaase Tydskrif vir Wetenskap* 88: 31-36.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. & Silva, J. M. C. Estudo Comparativo do estabelecimento de árvores em pastos abandonados e florestas adultas na Amazônia Oriental. In. *Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. Gasco, C. & Moutinho, P. R. S. (eds.). Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, Instituto de

Pequisa Ambiental da Amazônia, Manaus, 1998. p. 191-218

Santos, M. P. D. 2001. Dieta da arara-vermelha-grande (*Ara chloroptera*) na Chapada das Mangabeiras, Sul do Piauí, Brasil. *Tangara* 1(3):131-134.

Valente, R. M. 2000. *Os insetos e os gorgulhos das palmeiras de Caxiuanã: Manual para Professores*. Belém, PA, Brasil: Museu Paraense Emílio Goeldi.

Wheeler, W. M. 1942. *Ants: their structure, development and behavior*. New York, Columbia University Press, 663 p.

6. Agradecimentos

Agradeço a Dra. Ana Y. Harada pela orientação deste trabalho e a Dra. Marlúcia B. Martins pelas importantes sugestões a este manuscrito.

Este projeto foi parcialmente financiado pelo CNPq/PNOFG.

Regime de radiação fotossintética dentro de uma floresta Amazônica localizada no Oeste do Pará

Irene Cibelle G. Sampaio^a, Osvaldo L. Moraes^b, David R. Fitzjarrald^c, Ricardo K. Sakai^d

^aUniversidade Federal do Pará em Santarém (cibelle@ibaeco.com.br)

^bUniversidade Federal de Santa Maria 'State University of New York at Albany.

1. Introdução

A radiação solar é a principal fonte de energia para a biosfera, visto que é indispensável no processo da fotossíntese, que transforma carbono de sua forma oxidada, CO₂, presente na atmosfera, para sua forma orgânica.

Em geral a radiação solar chega no interior da floresta em forma de sunflecks (feixes de luz), e são responsáveis por cerca de 20- 80 % do sequestro de CO₂ no sub-sbosque em condições de céu claro.

Neste contexto, o estudo dos processos fisiológicos da vegetação amazônica é um dos objetivos do LBA-ECO (Large Biosphere-Atmosphere experiment in Amazonia), como, por exemplo, o estudo da fotossíntese processada nas folhas. Neste processo a vegetação, através dos estômatos, captura o CO₂ atmosférico e liberam vapor d'água. Uma das maneiras de relacionar a atividade fotossintética da floresta é associar a radiação solar visível (PAR) incidente sobre a floresta com a absorção do PAR pelas folhas para o processo de fotossíntese (Hoffman 2000).

2. Métodos

O sítio experimental é localizado na floresta nacional do Tapajós (2.51180 S, 54.57290 W). É uma floresta tropical primária, onde nenhuma extração comercial de madeira ocorreu e cuja umidade relativa é de 86% e temperatura média anual de 25° C. A altura média das árvores de sub-boque é de 10 a 15 m e as árvores de dossel de 35 a 45 m (Albert Souza - comunicação pessoal)

Uma torre micrometeorológica de 65m foi instalada, primeiramente, para as medidas de fluxo turbulento de calor, umidade e CO₂, e onde desde Junho de 2001 foi instalado um conjunto de piranômetros que mede radiação solar total incidente e refletida (Kipp and Zonen, modelo CNR1) e PAR (LICOR modelo LI-191AS). Em Junho de 2002, uma rede de piranômetros (LICOR modelo LI-190 AS) foi instalada no chão da floresta primária na Floresta Nacional do Tapajós (FLONA). Esta rede é formada por 17 sensores que estão espalhados pelo chão da floresta, próximo à torre, sendo 16 sensores medindo radiação total e um sensor PAR para intercomparação

3. Resultados

Observaram-se dados do dia 07 a 14 de Julho de 2003, no horário de 10:00 à 14:00 (onde ângulos do sol, em relação aos sensores, é mais homogêneo) e verificou-se que a razão do PAR incidente e a radiação solar incidente sobre o dossel são de foi de 36,24% enquanto essa no chão da floresta foi de 4,26% .

O PAR-albedo (razão entre a radiação PAR refletida sobre a radiação PAR incidente) no topo da floresta é de 0.02134. A radiação PAR incidente no topo da floresta foi em média 1226 m mol/m²/s, atingindo um máximo de 1571 mmol/m²/s

A máxima captação de radiação PAR no chão da floresta foi de 108.94 m mol/m²/s, mas a média dos valores máximos registrados pelos sensores foi de 40.285 m mol/m²/s, a mínima radiação PAR captada no

chão da floresta foi de 0.32 m mol/m²/s, no entanto a média dos valores mínimos dos sensores foi de 1.148 m mol/m²/s .

A média de radiação PAR para cada sensor foi : S1) 4.2, S2) 4.71, S3)1.64, S4) 5.06, S5)4.23, S6)3.94, S7)7.08, S8)6.61, S9)7.59, S10)1.99, S11)6.70, S12)7.01, S13)4.90, S14)5.35, S15)4.50, S16)4.69 em m mol/m²/s.

A absorção de PAR entre as áreas onde os sensores estão localizados atingiu um valor máximo em 97.737% , valor mínimo de 97.175% com uma média de 97.457%.

Em alguns pontos, a média de radiação PAR no chão da floresta foi baixa, com alta absorção. Em outros, onde foi encontrada a menor proporção de absorção, foi onde ocorreu a maior média da incidência de PAR nos sensores do chão da floresta.

4. Conclusão

A radiação PAR incidente na floresta é em grande parte absorvida pela floresta. A quantidade de radiação PAR incidente no topo da floresta é aproximadamente 8.51 maior que a incidente no chão da floresta.

Em geral, as folhas da floresta absorvem quase = 80% das ondas curtas de radiação (<700 nm) e transmitem e refletem o remanescente (Gates 1980) e o alto valor médio de 97.457% de absorção de radiação PAR pela floresta pode ser explicado pela alta densidade da vegetação. Existe, no entanto, uma pequena diferença de 0.562% na absorção de uma área para outra.

O valor do PAR albedo da floresta onde o estudo está sendo realizada (0.02134) é semelhante ao valor do PAR albedo encontrado em um estudo do regime da radiação solar em Rondônia (Dr. Antônio Manzi comunicação pessoal), e ao encontrado, no verão, em uma floresta decídua (0.03) (Ralf Staebler, 1997)

5. Bibliografia

HOFFMAN, S. Analysis of year 2000 MODIS/LAIFPAR product. Boston, USA. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Boston University. 2000

PEARCE, R. W. Sunflecks and photosyntheses in plant canopies. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, v.41, p.421-453, 1990

STAEBLER, R. Light Interception by a temperate ate deciduous forest. Congresso American Meteorological Society. 1997

PARKER, G. G. Structure and microclimate of forest canopies. chapetr 4 in : Forest Canopies-A Review of Research on a Biological Frontier (M. Lowman and N. Nadkani, eds.). Ed. Academic Press. 1995.

Comparação estrutural e florística entre mata de terra firme e igapó

Jakeline da Silva Viana^a, Samuel Almeida^b

Claudice Conceição^c, Elton Ferreira^d, Newton Alves^e, Rosivaldo Silva^f

^aUniversidade Federal Rural da Amazônia

(jakelineviana@yahoo.com.br), ^bPesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi

1. Introdução

A Amazônia é formada por um conjunto de ecossistemas que ao longo do seu desenvolvimento sócio-econômico vêm sofrendo grandes pressões ambientais, dentre elas as causadas pela expansão dos sistemas agrícola e pecuário de produção sendo último principal responsável pelo alto índice de desmatamento em florestas de

terra firme (Furtado, 1997). Este panorama tem chamado a atenção e despertado o interesse da sociedade científica no sentido de desenvolver pesquisas que possam mitigar os efeitos nocivos das ações antrópicas, bem como criar estratégias para o uso e manejo dos recursos naturais de forma sustentável.

Entre as inúmeras regiões amazônicas a Floresta Nacional de Caxiuanã agrega ecossistemas riquíssimos em espécies vegetais, o que a caracteriza como uma zona que abrange vários ambientes, dentre eles a floresta densa de terra firme e igapó (Almeida *et al.* 1993).

A FLONA de Caxiuanã está localizada no município de Melgaço, no estado do Pará a 400km de Belém caracteriza-se por apresentar ambientes naturais bem conservados e com baixa densidade demográfica. Neste cenário foi implantada a Estação Científica Ferreira Penna, uma base de pesquisa com infraestrutura voltada à produção científica.

A floresta de terra firme ocupa cerca de 85 % da área onde foi implantada a ECFPn. Apresenta relevo relativamente plano que sustenta um latossolo amarelo, profundo e de origem terciária, tendo como características marcantes a acidez, solos argilo-arenosos e bastantes vulneráveis a erosão laminar. Este ambiente apresenta uma arquitetura florestal constituída de árvores emergentes (40 a 50m), dossel (30 a 35m), sub-dossel (20 a 25m) e piso (5m). Possui grande diversidade de espécies por hectare (150 a 160 espécies) e densidade de indivíduos variando de 450 a 550 árvores por hectare. É uma floresta bastante densa e úmida com até 10% de abertura do dossel, dificultando o aparecimento de espécies com maior necessidade de luz, como as lianas (cipós). E com uma boa visibilidade no sub-bosque, com estrato arbustivo disperso e poucas palmeiras. As famílias mais abundantes são Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Lauraceae.

A floresta de igapó está aproximadamente 20 m acima do nível do mar, apresentando características particulares por sofrer inundação feita por rios de águas negras que mantêm o solo constantemente encharcado e em alguns períodos do ano, alagado. Seu relevo é levemente ondulado e o solo é ácido, formado por hidromorfismo, pobre em nutrientes, devido principalmente a ausência de sedimentos nas águas escuras dos rios da bacia de Caxiuanã. Estes fatores contribuem para que o ambiente de igapó seja menos rico quando comparado ao de terra firme e apresenta uma maior abertura do dossel, que varia de 30 a 40%, logo terá uma menor biomassa, conseqüentemente uma menor espessura da liteira e uma rápida decomposição desses materiais. A arquitetura florestal é mais simples, constituída de dossel (20 a 25 m), sub-dossel (10 a 15 m) e piso (5 m), composta, predominantemente pelas famílias Fabaceae, Caesalpiniaceae, Mimosaceae e Guttiferaceae (Almeida *et al.* 1997).

As variações estruturais e florísticas ocorridas entre as florestas de terra-firme e igapó são inúmeras, necessitando de estudos mais aprofundados que possam acrescentar mais informações para melhor entendimento desses ambientes. Isto proporcionará melhor uso dessas áreas, tanto pela comunidade local quanto por pesquisadores. Nesse sentido o objetivo deste trabalho é identificar e descrever as principais características físicas e ecológicas ocorridas em áreas de terra-firme e igapó do entorno da Estação Científica Ferreira Penna, e traçar comparações entre elas.

2. Metodologia

Para o desenvolvimento do estudo, foi realizado um percurso de 6 Km em trilhas de florestas de terra firme e igapó da ECFPn, onde foram observados parâmetros físicos como as variações de relevo, textura do solo e os parâmetros ecológicos da vegetação das florestas de terra firme e de igapó, tais como número de indivíduos por hectare, número de espécies por hectare, porcentagem de lianas e arquitetura da floresta. Para a obtenção das informações dos parâmetros da estrutura do meio ecológico, foi desenvolvido um pequeno levantamento em mata de terra-firme e igapó no entorno da ECFPn, em que se utilizou o método da superposição de ângulos, para estimar a altura do fuste, e fita métrica para determinar o

CAP. Neste mini inventário foi amostrado 30 indivíduos de terra-firme e 20 de igapó. O CAP foi convertido para DAP e estabelecido a relação hipsométrica entre o DAP e a altura através de regressão linear. Com os resultados do inventário e de literaturas se determinou as espécies mais abundantes nesses ambientes, e a estrutura florestal dos mesmos. Com o auxílio do guia de identificação de plantas vasculares de uma floresta de terra firme (Ribeiro *et al.* 1999) e o livro Caxiuanã (Almeida *et al.* 1997) pôde-se fazer comparações entre as espécies mais abundantes nos ambientes de terra firme e igapó encontradas na literatura e compara-las com as observadas no campo.

3. Resultados e Discussão

As observações feitas durante o percurso entre as florestas de terra-firme e igapó mostraram uma grande variação no relevo que passou de plano para acidentado. Em alguns trechos ele se apresentava bastante íngreme. A textura do solo variou de arenosa para argilosa. A floresta de terra-firme, mostrou-se mais acessível e sombreada, com maior diversidade e menor número de indivíduos germinando, enquanto que o igapó apresentava um grande número de indivíduos, muitas palmeiras e lianas, tornando o seu acesso mais difícil.

As florestas de terra firme apresentaram uma estratificação mais complexa, composta de emergentes, dossel, sub-dossel e piso, com o teto florestal mais alto e denso com poucas aberturas, e maior diversidade de espécies enquanto que a de igapó apresentava apenas dossel e sub-dossel, com o teto florestal é mais baixo e com maiores aberturas, e menor diversidade de espécies. Estas diferenças nas características estruturais e florísticas Urrego (1997) observou nas florestas inundáveis do médio Caquetá, na Amazônia Colombiana e afirma ter relação a condição de drenagem do solo, onde as matas de terra firme por estar em solos bem drenados apresentam maior número de espécies e famílias e maior diversidade relativa quando comparadas com as florestas de igapó, que está constantemente sob condições de alagamento. Junk (1997) reitera este resultado associando as diferenças na composição e quantidade de espécies nesses ambientes aos diferentes tipos de solo e aos regimes hidrográficos ocorridos nos ambientes inundáveis, como as florestas de igapó.

A partir da coleta dos dados de DAP e da altura do fuste foi possível desenvolver uma relação hipsométrica (DAP x fuste) para os ambientes de várzeas e terra-firme, mostrando uma variação desigual do DAP em relação à altura, para os indivíduos inventariados nas mata de terra-firme, o que está relacionado com a estrutura ecológica deste ambiente, em que as árvores se desenvolvem em altura, alcançando o dossel, e posteriormente em espessura na proporção de 41%, enquanto na mata de igapó a variação é direta, entre o DAP e o fuste, o que justifica o desenvolvimento simultâneo no sentido longitudinal e transversal na ordem de 40%.

Os dados obtidos através do inventário foram organizados em classes de diâmetros onde foi possível descrever a distribuição diamétrica nos ecossistemas estudados, observando assim um maior número de indivíduos com diâmetro inferior a 20 cm, tanto na mata de terra firme quanto no igapó. As espécies mais abundantes na mata de terra-firme são: *Eschweilera coriacea* (Lecythidaceae), *Voucapoua americana* (Caesalpiniaceae) e *Protium pallidum* (Burseraceae). No igapó as principais espécies na assembléia são: *Theobroma subincanum* (Sterculiaceae), *Euterpe oleracea* (Arecaceae) e *Gustavia augusta* (Lecythidaceae). Em estudos anteriores realizados por Almeida *et al.* (1997) nas florestas do entorno da Estação Científica Ferreira Penna foram feitos inventários mais detalhados em que foi possível identificar as famílias mais abundantes nos ambientes de terra firme e igapó, o resultado foi o seguinte: para as florestas de terra firme as famílias mais abundantes foram Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Lauraceae; para as florestas de igapó as famílias mais abundantes foram Fabaceae, Caesalpiniaceae, Mimosaceae e Guttiferaceae. No trabalho de Gentry (1990), so-

bre similaridades florísticas e diferenças entre ecossistemas da Amazônia central, ele apresenta as famílias Leguminosae, Sapotaceae e Rubiaceae, como sendo as que possuem maior número de espécies, em florestas de terra firme; e Leguminosae, Myrtaceae e Euphorbiaceae, maior número de espécies em florestas de igapó.

As florestas de igapó embora apresentem menor número de espécies em comparação com as florestas de terra firme possuem maior número de indivíduos por espécies este fato pode ser explicado pelas condições desfavoráveis em que estas espécies estão sujeitas, as estimulando a maior regeneração para a sua manutenção no meio ambiente.

4. Conclusões

A floresta de terra firme de Caxiuanã apresenta uma fisionomia bastante heterogênea com complexa arquitetura e estrutura ecológica em relação à floresta de igapó, devido este ambiente ter condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento de um maior número de espécies, em contrapartida o número de indivíduos por espécies é menor. A mata de igapó, que está sujeita a um grande estresse hídrico, por sofrer inundação permanente, é um ambiente mais inóspito e estressante, o que se reflete em menor riqueza específica conseqüentemente estrutura florestal mais simples.

A região estudada apresenta uma transição entre os ambientes de terra firme e igapó no qual é foi observado um compartilhamento das espécies. Nesta área de transição ocorre uma inclinação no relevo influenciando na queda de algumas árvores de grande porte e conseqüentemente a abertura de clareiras.

5. Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, S.S.; LISBOA, P.L.B.; SILVA, A.S.L.; 1997. in: P.L.B. LISBOA. *Caxiuanã*. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi, 163-204 pp.
- ALMEIDA, S.S.; LISBOA, P.L.B.; SILVA 1993. *Diversidade florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará)*. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Bot., Belém, 99-105pp.
- FURTADO, L.G.; 1997. *Amazônia: Desenvolvimento, sociodiversidade e qualidade de vida*. Belém: UFPA. NUMA, 165p.: il – (Universidade e meio ambiente n. 9)
- GENTRY, A.H.; 1990. Floristic similarities and differences between Southern Central America and Upper and Central Amazonia. Pp 141-157 in Gentry, A.H. (ed). Four Neotropical rainforests. Yale University Press, New Haven.
- JUNK, W.J.; *The central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer, New York
- RIBEIRO, J.E.L.S. et al. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia da identificação das plantas vasculares de uma floresta de Terra Firme na Amazônia Central*. Manaus: INPA. 816p.il.
- URREGO, G.L.E.; 1997. *Los bosques inundables del medio Caqueta*. Caracterización y sucesión Estudios en la Amazonia Colombiana XIV. Tropenbos Colombia, Bogota.

Regeneração natural de espécies arbóreas durante oito anos em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira¹

João Olegário Pereira de Carvalho², Luciana Maria de Barros Francez³, José do Carmo Alves Lopes⁴, José Natalino Macedo Silva²

¹Trabalho produzido pelo Projeto Estrutura (08.2000.024) - Embrapa, com apoio do CNPq.

²Eng. Florestal, Ph.D., Pesquisador da Embrapa. olegario@cpatu.embrapa.br

³Estudante de Eng. Florestal da UFRA, Bolsista do CNPq/Embrapa, lucianafrancez@bol.com.br

⁴Eng. Florestal, M.Sc., Pesquisador da Embrapa carmo@cpatu.embrapa.br

1. Introdução

O estudo da regeneração natural é indispensável para a preparação de planos de manejo por fornecer informações básicas para os sistemas silviculturais a serem usados na floresta (Petit, 1969). Regeneração natural constitui uma base sólida para a sobrevivência e evolução de um ecossistema florestal (Finol, 1975). São muitas as definições do termo regeneração natural, porém no presente estudo considera-se regeneração natural a comunidade de espécies arbóreas com indivíduos de altura igual ou superior a 30 cm e DAP (diâmetro a 1,30 m do solo) abaixo de 5 cm. A composição florística e a abundância da regeneração natural são analisadas em um período de oito anos em área de floresta explorada e em área não-explorada, correlacionando os resultados com a comunidade adulta.

2. Métodos

O estudo foi realizado em uma área na Floresta Nacional do Tapajós à altura da Km 114 da BR 163, rodovia Santarém-Cuiabá, município de Belterra, estado do Pará, Brasil. O clima é Ami pela classificação de Köppen, com uma estação anual seca de dois a três meses e uma precipitação anual de 2.110 mm. A temperatura média anual está em torno de 25 °C, com umidade relativa do ar de 86% (Carvalho, 1992). O relevo da área é plano a levemente ondulado. A altitude é de 175 m acima do nível do mar. A vegetação foi classificada por Dubois (1976) como floresta zonal primária de terra firme, sem ocorrência de babaçu (*Orbignya barbosiana* Burret).

A composição florística e a abundância das espécies foram calculadas para duas intensidades de exploração (corte de árvores com DAP \geq 45 cm e corte de árvores com DAP \geq 55 cm) assim como para a floresta não-explorada. Foram realizadas quatro medições em parcelas permanentes, sendo uma antes da exploração (1981) e três após (1983, 1987 e 1989). Na floresta não-explorada, as parcelas foram medidas em 1983, 1987 e 1989. Foram determinadas as famílias e as espécies ecologicamente mais importantes na área estudada. A importância das famílias foi calculada de acordo com o número de gêneros e de espécies e a abundância de indivíduos em cada família. As espécies mais importantes foram aquelas com maior abundância e frequência nas duas intensidades de exploração e na floresta não-explorada. A regeneração natural foi dividida em duas classes: mudas – plantas com altura igual ou superior a 30 cm e DAP menor que 2,5 cm; e varas – plantas com DAP de 2,5 a 4,9 cm. Todos os indivíduos vivos nessas duas classes foram registrados.

No cálculo da abundância, algumas espécies foram agrupadas devido a dificuldades na identificação. Tais grupos são: *Inga* (10 espécies), Lauraceae (9), *Miconia* (3), *Protium* (8), *Saccoglottis* (2), Sapotaceae (9), *Sloanea* (3) e *Talisia* (3).

3. Resultados e Discussão

Composição Florística

Foram registradas mais de 37.000 plantas por hectare, entre 30 cm de altura e 5 cm de DAP, na área de estudo em cada ocasião. O estoque mais alto foi encontrado aos cinco anos após a exploração na área onde a intensidade de corte foi menor (42.776 plantas/ha) e o número mais baixo foi registrado na segunda medição na floresta não-explorada (20.332 plantas/ha). Estes indivíduos pertenciam a 244 espécies, 149 gêneros de 52 famílias, inventariados em uma área amostral de 0,5625 ha.

A maioria das espécies que ocorreram nas duas classes de tamanho (varas e mudas) foram registradas como árvores também. O número médio de famílias, gêneros e espécies durante o período de estudo foi sempre diferente entre as duas intensidades de exploração e entre elas e a área não-explorada em todas as ocasiões. Embora a maior intensidade de corte tenha tido um maior número de famílias, gênero e espécies do que a intensidade menor, depois da exploração, o padrão foi muito semelhante nas duas intensidades. As diferenças foram significantes apenas para a composição florística de mudas entre as áreas explorada e não-explorada aos cinco anos após a exploração e entre as duas intensidades, assim como entre a maior intensidade e a testemunha no final do período estudado.

Não houve diferença significativa quanto à composição florística de varas entre as duas intensidades de exploração ou entre as florestas explorada e não-explorada.

Vinte e seis espécies, de doze gêneros e quatro famílias, não registradas como árvores (DAP \geq 5 cm), foram encontradas como regeneração natural na área. Dezessete das vinte famílias mais importantes foram comuns para árvores (DAP \geq 5 cm) e regeneração natural. Por outro lado, algumas famílias importantes na regeneração natural, tais como Chrysobalanaceae, Elaeocarpaceae e Sapindaceae não estavam entre as mais importantes para árvores, principalmente porque os indivíduos destas famílias raramente alcançam grandes portes.

Somente 39 espécies (14% do total) não ocorreram em regeneração natural, mas as causas, que poderiam ser ataques de predadores em sementes e mudas, competição por luz, baixa sobrevivência, escassez no banco do solo, grandes intervalos entre as atividades reprodutivas, entre outras, não são discutidas neste estudo e poderiam ser assunto para pesquisa complementar. É importante notar que adultos dessas 39 espécies ocorreram em baixa abundância na área, com menos do que uma árvore por hectare, exceto *Eugenia prosoeura*, que teve uma média de dois indivíduos por hectare. Um fato interessante é que 17 dessas 39 espécies são comerciais (26% de todas as espécies comerciais), das quais onze foram cortadas. Considerando que essas espécies foram pouco abundantes como adultas e não foram representadas na regeneração natural, elas não deveriam ser colhidas na próxima exploração. E, se seus incrementos em diâmetro permanecerem somente 0,37 cm/ano (Carvalho *et al.*, 2000) seus indivíduos vão precisar de, pelo menos, 108 anos para crescer de 5 cm de DAP até o diâmetro mínimo de corte (DAP = 45 cm), e muito mais tempo para crescer desde semente, em condições naturais. Tais espécies certamente necessitariam de tratamentos silviculturais para induzir sua regeneração natural e aumentar sua taxa de crescimento, e poderiam receber atenção particular nas tomadas de decisão sobre sistemas silviculturais a serem empregados na área.

A exploração aumentou a riqueza de espécies na regeneração natural em ambas intensidades de exploração, considerando mudas e varas juntas, como também ocorreu com árvores de DAP \geq 5 cm. Na intensidade de exploração mais alta, o número de espécies aumentou até o quinto ano após a exploração, quando começou a decrescer, enquanto na intensidade mais baixa elas mostraram um aumento contínuo até o fim do período de estudo, embora com menos espécies do que na intensidade mais alta. Outras formas de comportamento foram descobertas ao analisar as duas classes de tamanho separadamente.

Abundância

O número de indivíduos na regeneração natural, incluindo mudas e varas, mostrou tendência similar nas duas intensidades de exploração. Os números cresceram até o quinto ano após a exploração, e então decresceram até o final do período. Não houve diferença significativa, ao nível de 0,05 entre as duas intensidades de exploração. A abundância na floresta não-explorada mostrou leves flutuações durante o período estudado. Foi significativamente diferente da área explorada no quinto ano após a exploração, mas somente para o número de mudas. Foi também diferente, em termos de mudas, da intensidade de exploração mais alta, porém não foi diferente da intensidade mais baixa no final do período do estudo.

Grandes variações, tanto em redução como em aumento no número de indivíduos, ocorreram entre as parcelas de cada intensidade de exploração. Essas variações foram responsáveis, por exemplo, pela diferença no número médio de varas, embora não significativa, entre as duas intensidades desde a medição antes da exploração até um ano após a exploração. De fato, enquanto a intensidade de exploração mais baixa tinha um aumento de 14 varas por hectare, a intensidade mais alta mostrou uma redução média de 241 varas por hectare, devido principalmente a grande amplitude entre parcelas, o que registrou uma perda de 1.600 varas

em uma parcela e um ganho de 500 em outra. Uma densidade média de 38.501 indivíduos por hectare de regeneração natural foi encontrada depois da exploração na área explorada com intensidade mais leve, enquanto uma média de 31.073 foi registrada na intensidade de exploração mais pesada. No final do período de estudo, a intensidade mais leve mostrou uma média de 35.310 indivíduos por hectare, enquanto a intensidade mais pesada apresentou uma média de 29.430 plantas por hectare. Estes números certamente poderiam ser suficientes para assegurar a "substituição" das plantas e manter a diversidade da floresta, considerando que o número de indivíduos antes da exploração foi 28.890 por hectare na intensidade de exploração mais leve e 24.031 por hectare na intensidade mais pesada.

4. Conclusão

A regeneração natural garante a continuidade da comunidade. As espécies não representadas na regeneração natural compreendem apenas 14% do número total de espécies na área. Além disso, a alta abundância de varas e mudas após a exploração indica claramente a capacidade da floresta para regenerar sem precisar de tratamentos silviculturais. Setenta e sete por cento das espécies levantadas na área estudada estavam presentes tanto na população adulta como na regeneração natural, durante todo o período estudado, sugerindo que elas provavelmente estariam presentes na estrutura da floresta, mesmo com os distúrbios causados por exploração aos níveis já testados.

A exploração aumentou a riqueza de espécies na regeneração natural como também ocorreu com a população adulta. Embora a variação na quantidade de luz não tenha sido o único fator a produzir diferenças no número de espécies entre as intensidades de exploração, ela causou mudanças importantes na composição florística, por exemplo, favorecendo o crescimento em número de espécies intolerantes nas maiores aberturas do dossel. Além disso, a floresta não-explorada mostrou movimento, perda e ganho, de espécies durante o período estudado, o que sugeriria que a floresta está em mudança contínua.

5. Referências bibliográficas

- Carvalho, J.O.P. de. 1992. *Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain forest*. Oxford: University of Oxford, 1992. 215p. D.Phil. Thesis – University of Oxford, 1992.
- Carvalho, J.O.P. de; Silva, J.N.M.; Lopes, J. do C.A. *Incremento diamétrico de espécies arbóreas em mata de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, em resposta a duas intensidades de exploração*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. 2p. (Comunicado Técnico, 45).
- Dubois, J. L. C. *Preliminary forest management guidelines for the National Forest of Tapajós*. Belém: IBDF-PRODEPEF. 42p. 1976.
- Finol U., H. La silvicultura en la Orinogüia Venezolana. *Revista Forestal Venezolana* 18:37-114. 1975.
- Petit, P. M. Resultados preliminares de unos estudios sobre la regeneracion natural espontanea en el Bosque "El Caimital". *Revista Forestal Venezolana* 12:9-21. 1969.

Fenologia de espécies do gênero *inga* p. miller (leguminosae - mimosoideae) da reserva Mocambo, Belém/PA

João Ubiratan Moreira dos Santos¹; Alex de Melo e Silva Monteiro²; Maria de Nazaré do Carmo Bastos¹ & Mário Augusto G. Jardim¹

¹Museu Paraense Emílio Goeldi, Coordenação de Botânica (bira@museu-goeldi.br); ²Universidade Federal Rural da Amazônia

1. Introdução

O gênero *Inga* P.Miller. (1754) ocorre na América Tropical, nas Antilhas e na zona Subtropical do Sul, onde o número das espécies é avaliado pela maioria dos botânicos em cerca de 250.

Kleinhoonte (1940) considera que este número esteja por volta de 140. Entre os estudos que já foram realizados nessa reserva, um trabalho mais recente envolvendo estudos taxonômicos e ecológicos (fenológicos) de espécies da família Leguminosae - Caesalpinoideae da tribo Amherstieae feito por Lobo (1991). No entanto o local apresenta outros gêneros de Leguminosae que necessitam de estudos desta natureza, sendo *Inga* um desses.

Todavia, poucas informações são encontradas sobre abordagem fenológica em espécies deste gênero. Portanto, procurou-se avaliar os aspectos fenológicos de floração, frutificação e foliação das seguintes espécies da reserva Mocambo: *Inga thibaudiana* DC., *Inga alba* (SW) Willd., *Inga auristellae* Harms., *Inga marginata* Willd., *Inga stipularis* DC., *Inga cayennensis* Benth. var. *sessiliflora* Ducke, *Inga cylindrica* (Vell.) Mart. ex Benth., *Inga capitata* Desv. var. *latifolia* Ducke, *Inga paraensis* Ducke, *Inga heterophylla* Willd., *Inga edulis* (Vell.) Mart. ex Benth. var. *edulis* Benth., *Inga disticha* Spru. ex Benth. var. *negrensis* Ducke e *Inga fagifolia* (L.) Willd.

2. Métodos

O estudo foi realizado na reserva do Mocambo que tem 5,7 hectares de área com ampla diversidade de espécies, no entanto, não se verifica a predominância absoluta de uma única espécie, sendo que esta heterogeneidade, segundo Pires & Prance (1977), deve-se a combinação adequada de chuva, nutrientes e temperatura. Dentro dessa área, verifica-se a presença de árvores, arbustos, cipós, epífitas e plântulas. Nesta área destacam-se espécies da família Leguminosae como uma das mais representativas. As observações foram realizadas de janeiro a dezembro de 1998. Nos três primeiros meses, as espécies foram observadas semanalmente e nos demais quinzenalmente. Com isto obteve-se um período regular de observações. Foram registradas para cada espécie a época de floração, frutificação e mudança de foliar. Para a floração e frutificação foram observadas desde o aparecimento dos botões florais até a formação dos frutos. Quanto a mudança foliar, as espécies foram classificadas de acordo com as adaptações dos conceitos de Richards (1981). Para análise das fenofases de floração e frutificação, elaborou-se um quadro fenológico para demonstrar as sobreposições totais e parciais entre as espécies estudadas. As intensidades das fenofases de floração, frutificação e queda foliar, foram associadas com índice de pluviosidade e temperatura do ano de 1996.

3. Resultados

Verificou-se a sobreposição parcial da fenofase floração em todas as espécies, porém, quanto à sobreposição total apenas *I. auristellae*, *I. disticha*, *I. paraensis* e *I. stipularis* que coincidiram na mesma fase inicial e final de sazonalidade. A respeito da fenofase de frutificação constatou-se a sobreposição parcial na maioria das espécies, com exceção de *I. marginata* e a sobreposição total na fase inicial e final em *I. disticha*, *I. edulis*, *I. paraensis*, *I. stipularis* e *I. thibaudiana*. Um caso particular foi constatado na espécie *I. cylindrica*, que apresentou um período sazonal de frutificação inicial e final que se sobrepõe ao período de floração. No entanto, no início das observações a espécie já se encontrava em frutificação. Neste contexto, evidenciou-se também a sobreposição total nas fenofases de floração e frutificação no período sazonal inicial e final para as espécies *I. disticha*, *I. paraensis*, *I. stipularis* e *I. thibaudiana*.

A predominância da sobreposição parcial nas fenofases de floração e frutificação é uma característica marcante entre espécies de uma mesma população, no caso, especificado a um ou mais gêneros. Desta maneira, as fenofases sobrepõem-se distintamente seja em fase inicial, intermediária ou final, durante um certo período do ano. Isto revela considerável variação temporal nos padrões fenológicos.

Comparando-se as três fenofases entre as espécies, observou-se as seguintes variações de intensidade:

(1) Intensidade de floração > Intensidade de frutificação em *I. alba*, *I. auristellae*, *I. capitata*, *I. cayennensis*, *I. disticha*, *I. edulis*, *I. heterophylla*, *I. marginata*, *I. paraensis*, *I. stipularis* e *I. thibaudiana*;

(2) Intensidade de frutificação > Intensidade de floração em *I. cylindrica*;

(3) Intensidade de frutificação > Intensidade de perda foliar em *I. alba*, *I. edulis*;

(4) Intensidade de perda foliar > Intensidade de floração em *I. capitata*, *I. cylindrica*, *I. disticha*, *I. fagifolia*, *I. paraensis*, *I. stipularis*, *I. thibaudiana*;

(5) Intensidade de perda foliar > Intensidade de frutificação em *I. auristellae*, *I. capitata*, *I. cayennensis*, *I. disticha*, *I. fagifolia*, *I. heterophylla*, *I. marginata*, *I. paraensis*, *I. stipularis* e *I. thibaudiana*;

(6) Intensidade de perda foliar > Intensidade de floração e frutificação em *I. disticha* e *I. fagifolia*.

Com relação ao caráter queda foliar, considerando todas as espécies observadas apenas *Inga edulis* e *Inga alba* se classificam como espécies perenifolias, enquanto que as demais se enquadram em espécies semi-decíduas, não havendo no entanto, nenhuma espécie que se enquadrasse na categoria de decíduas, durante o período de observação.

Pelas observações realizadas nos casos da floração e frutificação, as combinações de fatores externos aliados à idade do vegetal, podem interagir com o aparecimento destas duas fenofases, fazendo com que a planta apresente intensidade maior de queda foliar, em consequência de uma competição por nutrientes e/ou hormônio ou luminosidade, entre a produção de flores e frutos.

Observou-se, que o pico de floração ocorreu em menor pluviosidade e em alta temperatura, enquanto que o de frutificação oscilou entre uma maior e menor pluviosidade a uma baixa temperatura.

Finalmente, o pico de perda foliar ocorreu em um período de menor pluviosidade e maior temperatura, coincidindo justamente com a média do pico de floração. Segundo Atkin *et al.* (1973) a variação de temperatura é diferenciada para cada espécie. Porém, em relação as espécies do gênero *Inga*, constatou-se que entre 28 e 33°C existe uma significativa diminuição da translocação de nutrientes da região radicular para a parte aérea, intensificando em contrapartida a produção de Ácido Abscísico (ABA), o que consequentemente contribuirá para a abscisão foliar.

Quanto à floração em altas temperaturas, associadas à baixa precipitação pluviométrica, podem provocar um aumento considerável da produção de AIA (Ácido Indol Acético), que induz a floração (Wright, 1978).

Em se tratando de alta precipitação pluviométrica correlacionada com a baixa temperatura, foi constatado que as Auxinas (AIA) são responsáveis também pela frutificação na maioria das espécies (Wright, 1978). No entanto, existem exceções, indicando que altas temperaturas em correlação com baixa pluviosidade, proporcionam o desencadeamento da fenofase de frutificação, o que se deve também as auxinas, bem como as giberelinas, sendo que esta última nestes casos atuam em espécies nas quais a auxina não está ativa (Daie & Campbell, 1981).

Hipoteticamente pode-se correlacionar com uma assincronia sazonal, que é pertinente a faixa tropical, para tentar explicar a variação existente entre a intensidade de floração e sua relação com intensidade de frutificação e com a queda foliar.

4. Conclusões

A sazonalidade da floração foi parcial para todas as espécies e total apenas para *I. auristellae*, *I. disticha*, *I. paraensis* e *I. stipularis*. A sazonalidade da frutificação foi parcial na maioria das espécies, com exceção de *I. Marginata*, e total para *I. disticha*, *I. edulis*, *I. paraensis*, *I. stipularis* e *I. thibaudiana*. Tanto para a floração, quanto para a frutificação, esta sobreposição parcial ou total foi avaliada no início e no final da fenofase. Desta maneira, pela correlação entre os padrões sazonais (parcial ou total) entre as fenofases de floração e frutificação, podem ser estabelecidos modelos fenológicos sincronizados ou assincronizados, que possam manter uma dinâmica entre visitantes florais e predadores de sementes. A intensidade de floração pode ser uma estratégia lançada pela planta para

manter por longos períodos as atividades dos polinizadores. A combinação de fatores externos, aliados, talvez, a idade do vegetal, faz com que exista uma maior intensidade de queda foliar, através da competição por nutrientes e/ou hormônios ou luminosidade. As médias de temperatura e pluviosidade têm estreita correlação com as intensidades de floração, frutificação e perda foliar das espécies do gênero *Inga*, pois promovem o desencadeamento de hormônios (ABA, Etileno, Auxinas e etc.), que participam ativamente do metabolismo da planta. Um exemplo é quando a planta está sujeita a situações de stress, o que induz à queda foliar (ABA) em condições de alta temperatura e baixa pluviosidade. Na floração (Auxinas) surgem devido a baixa temperatura e alta pluviosidade e na frutificação (Auxinas e/ou giberelinas), quando a planta está sujeita a alta temperatura e baixa pluviosidade.

Quanto à queda foliar, apenas 2 espécies, *Inga edulis* e *Inga alba*, apresentaram-se como perenifolias, enquanto que as espécies restantes apresentaram-se como semi-decíduas.

5. Referências Bibliográficas

- Atkin, R.K., Barton, G. E. e Robinson, K. (1973). Effect of root-growing temperature on growth substance in xylem exudate of *Zea mays*. *J. Exp. Bot.*, v.24, p. 475-487.
- Daie, J. e Campbell, W.F. (1981). Temperature stress-induced production of abscisic acid and dihydrophaseic acid in warm-and cool-season crops. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, v. 106, p. 11-13.
- Kleinhoonte, A. (1940). Mimosaceae. In: BUSSEY, J.H. *Flora of Suriname*, v.2, p. 258-311.
- Lobo, M. da G.A. (1991). Contribuição ao estudo das espécies da tribo Amherstiaea (Leguminosae-Caesalpiniodeae) ocorrentes na reserva Mocambo (Belém-PA). II. Notas sobre distribuição e comportamento. *Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi*, Belém, v. 7, n. 2, p. 119-131.
- Miller, P. (1754). *The Gardener's dictionary abridged*, v.3, 4. ed. London [s.n.].
- Pires, J.M. e Prance, G.T. (1977). The Amazon Forest: A natural heritage to be preserved. In: *Extinction is forever: The status of threatened and endangered plants of Americas*. New York: New York Botanical Garden, p.158-194, 1977.
- Richards, P. W. (1981). *The tropical rain forest, ecological study*. Cambridge University Press, p. 209-375.
- Wright, S.T.C. (1978). Phytohormones and stress phenomena. In LEITHAM, D.S.(Ed.), GOODWIN, P.G. (Ed.), HIGGINS, T.J.V. (Ed.), *Phytohormones and Related Compounds - A Comprehensive Treatise*, v. 2, Amsterdam: Elsevier, p. 495-532.

Uso de Recursos naturais pela comunidade Xavier, no entorno da UHE Curuá-Una, Santarém, Pará

Juliana Magalhães^a, Regina Oliveira^b, Ruth Almeida^c, Márcia Rodrigues^d, George Rebelo^e, Benedita Barros^f, Jorge Gavina^g
^{a, c} Universidade Federal do Pará (jmagalhaes@museu-goeldi.br), ^{b, f} Museu Paraense Emilio Goeldi, ^d Universidade de Campinas, ^e Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia,

1. Introdução

Os recursos naturais da Amazônia brasileira são muitos e diversificados, variando desde recursos hídricos, minerais até uma exuberante biodiversidade, presente também na região da bacia do Rio Curuá-Una, no município de Santarém, onde se localiza a Hidrelétrica Silvio Braga, construída no final da década de 60 e início de 70, quando a Avaliação do Impacto Ambiental, como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente e das Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), ainda não estava consolidada (Oliveira, 2002a). Este trabalho,

inserido no Projeto *Avaliação Sócio Ambiental da população Humana do entorno da UHE Curuá-Una, Santarém, Pará*, realizou uma identificação de uso de recursos naturais em uma das comunidades do entorno da UHE, contribuindo para a compreensão sobre a forma como as pessoas se relacionam com o meio ambiente local e de que maneira dependem dele para a manutenção e desenvolvimento de suas vidas.

2. Metodologia

A coleta de dados secundários foi realizada por meio de pesquisas bibliográficas referentes à região de Curuá-Una e aos temas Impacto sócio-ambientais causados por Hidrelétricas, Uso de Recursos Naturais e Populações Humanas na Amazônia. Durante as visitas a campo, o levantamento de informações junto à comunidade, foi realizado com aplicação de questionários (entrevistas estruturadas) e para as pessoas-chave, entrevistas semi-estruturadas (Haguette, 1997). Foram identificadas como as “pessoas-chave” da comunidade os moradores mais antigos, o presidente, o vice-presidente, os agentes de saúde, por contribuírem com informações mais densas e específicas a respeito da história, da estrutura, da organização da comunidade de Xavier. Foi estabelecida uma amostragem de 50% dos domicílios, obedecendo a um critério de visitas alternadas. Os questionários utilizados continham 74 perguntas que tratavam da identificação dos moradores de cada domicílio, do histórico de migração, da questão fundiária, das atividades econômicas desenvolvidas, do uso de recursos naturais, da conservação/preservação ambiental, do saneamento, da divisão social do trabalho, da organização e saúde da comunidade. As entrevistas duravam cerca de 2 horas em cada domicílio, e contavam com a participação de mais de um membro da família, como o marido e a esposa ao mesmo tempo, o que possibilitou que as respostas às perguntas pudessem ser complementadas, com o conhecimento de ambos sobre as questões tratadas.

Foram realizadas reuniões com a participação dos comunitários entrevistados e não entrevistados, com a finalidade de explicar o projeto, e em um segundo momento, com o auxílio de metodologias participativas (Brose 2001; Haguette, 1997) discutir temas como a caça, a pesca, a produção agrícola e a organização comunitária. Foram utilizados métodos participativos como o calendário de produção, que auxilia a identificação das atividades produtivas e a distribuição da mão de obra familiar ao longo do ano; a matriz histoecológica, que permite avaliar as mudanças de uso de recursos ocorridas e o grau de importância dos principais produtos utilizados pelas famílias, no passado, no presente e no futuro. Foi realizado também o mapeamento de uso de recursos naturais, método baseado no conhecimento empírico dos moradores, que indicaram, através da colagem de ícones, os locais onde costumam realizar suas atividades de caça, pesca, roça, coleta de frutos e produtos extrativistas em uma imagem de satélite.

As atividades relacionadas ao uso de recursos naturais como a pesca e a coleta da palha do babaçu e os trabalhos relacionados à produção agrícola, foram acompanhados durante o período de convívio na comunidade Xavier, procurando entender a vida cotidiana, interagindo com as pessoas, e buscando estabelecer uma relação de confiança para que um trabalho satisfatório pudesse ser desenvolvido.

3. Discussão e Resultados

Reside na comunidade um total de 60 famílias, que representam uma população recente na região, sendo que apenas 10% já residiam na área por um período maior do que 30 anos. A possibilidade da utilização dos recursos disponíveis vem configurando o principal fator de atração populacional para a área. Cerca de 1/3 das famílias não possuem nenhum documento que comprove a posse da terra, estabelecendo-se como posseiros na localidade. A população da comunidade Xavier assemelha-se ao perfil tradicional caboclo, destacado por Morán (1990) como agrupamentos humanos que associam uma base local de sustentação ao comércio

de produtos de demanda regional com os centros urbanos mais próximos. Os comunitários realizam tal associação ao somarem ao comércio de produtos agrícolas, as práticas de utilização de recursos naturais disponíveis na área. O uso desses recursos, de acordo com Costa (2001), está relacionado a cada ação reprodutiva do homem, que implica na relação com a natureza que lhe é exterior. A população da comunidade se relaciona de forma direta com os recursos disponíveis na área, ao desenvolver inúmeras atividades do cotidiano, configurando um padrão de subsistência diversificado, da mesma forma como Murrieta et al (2001) observaram em populações ribeirinhas na Ilha do Marajó. Essas atividades estão voltadas para a subsistência por se tratarem, entre outras, da alimentação, por meio da coleta de produtos florestais não madeireiros, da obtenção da fonte de proteínas, através da caça e da pesca, do próprio cultivo agrícola, que é a atividade que proporciona renda para a compra dos outros itens da alimentação. Os comunitários indicaram, através da matriz histocológica, que no passado, as atividades extrativistas de caça, pesca e extração de resina e madeira ($\hat{a}=58\%$) eram mais importantes para a subsistência do que as atividades agrícolas ($\hat{a}=42\%$). Hoje são predominantes como atividade de subsistência a agricultura ($\hat{a}=56\%$) em detrimento as atividades extrativistas ($\hat{a}=32\%$), visto que as restrições à caça e a queda dos preços do leite da maçanduba contribuíram para o declínio destas atividades.

De acordo com mapeamento de uso, atualmente as atividades ligadas ao uso dos recursos naturais, são voltadas para atividades como caça, realizada por 70% das famílias, da pesca, por 77%, da agricultura e da coleta de produtos para alimentação e para a construção de casas, cercas, barracões. As atividades de extração de produtos da floresta tais como frutos, remédios, castanha, estão sendo realizadas em áreas mais distantes, indicando a escassez nas áreas mais ocupadas, tanto com moradias como com atividades de agricultura, já que as roças estão mais próximas das residências. A pesca, praticada por 77% das famílias, é realizada nas proximidades da comunidade, o que permite avaliar que esta atividade não tem finalidade comercial e sim de subsistência, já que a agricultura é proeminente e de maior demanda de tempo. A caça, atividade predominantemente masculina, praticada por 70% dos entrevistados, também é realizada nas proximidades das unidades domésticas. Entre as 20 espécies mais caçadas estão paca, tatus, unglados e aves. A paca e o caititu também são invasores de roçados e estão entre os quatro mais caçados (Rebelo, 2003). Segundo Morán (1990), a persistência da caça e da coleta, juntamente com a agricultura entre as populações rurais da Amazônia, sugerem que elas conhecem ambos modos de subsistência e os combinam de maneira apropriada às suas condições sociais e ambientais. Essa combinação de estratégias pode ser percebida em Xavier, na medida em que as famílias desenvolvem simultaneamente as práticas de uso e manejo dos recursos, mostrando ter conhecimento tanto sobre as técnicas agrícolas, responsáveis pela aquisição dos produtos alimentares básicos, como a farinha, e da renda da unidade familiar, como sobre técnicas de caça e de pesca, fonte que representa entre 3% a 53% da proteína total consumida pelas comunidades rurais da Amazônia (Oliveira, 2002b). Entretanto, embora possam ser percebidas diversificadas atividades de uso dos recursos naturais, a agricultura é preponderante como atividade produtiva. Das famílias entrevistadas, 73% se identificaram como agricultores, sendo esta atividade, como também foi identificada em trabalhos sobre roças de comunidades amazônicas realizados por Shubart (1983); Empereire & Pinton (2000); Rios (2002), corresponde à agricultura de subsistência, baseada em uma associação de diferentes espécies.

A produção da farinha de mandioca tem especial importância para a comunidade tanto na esfera comercial quanto para o consumo básico, como alimento de longa durabilidade. De acordo com Empereire e Pinton (2000), independente dos sistemas de produção que desenvolvam as populações rurais amazônicas, a farinha de

mandioca é um elemento sempre presente, devido a sua importância alimentar para essas populações. Dessa forma, é possível afirmar que a população da comunidade Xavier possui conhecimentos sobre variadas estratégias de sobrevivência, e as pratica, embora a atividade agrícola seja proeminente como atividade produtiva.

4. Conclusões

A percepção sobre as transformações ocasionadas pela construção da UHE não é nítida na maioria dos comunitários. Eles próprios explicam isso pelo fato de se encontrarem na área há pouco tempo, desde um período posterior ao represamento do rio Curuá-Una. Entretanto, as opiniões acerca das influências atuais da UHE sobre o ambiente, se dividem entre as que ressaltam pontos positivos, como a melhoria da navegabilidade do rio, facilitadora, inclusive, do estabelecimento das comunidades existentes hoje; e outras, que destacam pontos negativos, como a subida e descida drástica do nível água. Mesmo a comunidade Xavier tendo se estabelecido como tal em 1978, quando a UHE já se encontrava em funcionamento, algumas famílias já residiam na área há um período anterior e o uso dos recursos naturais estava diretamente ligado às estratégias de sobrevivência praticadas pelos moradores. Ao longo do tempo, as formas de uso passaram por transformações e o extrativismo, como fonte de renda, marcado pela caça de gatos e extração do leite da maçanduba, foi cedendo espaço às atividades agrícolas. Dentre os fatores que contribuíram para essa transformação, é possível citar a migração por busca de trabalho agrícola e o aumento da área de ocupação humana e o próprio crescimento populacional, que segundo os comunitários, contribuiu para a diminuição no número de animais para a caça. É possível dizer que a população da comunidade de Xavier depende do uso de recursos naturais no que diz respeito à sua alimentação, através das práticas da pesca, da coleta e da caça; construção e manutenção de suas moradias; produção de remédios caseiros e produção agrícola, através do uso da terra como recurso natural. A combinação dessas variadas formas de uso pelos moradores, lhes confere o caráter típico das populações rurais amazônicas, que se adaptam às características do ambiente.

5. Referências Bibliográficas

- BROSE, Markus (org). 2001. *Metodologia Participativa: uma introdução a 29 instrumentos*. Tomo Editorial. Porto Alegre, RS.
- COSTA, Maria José Jackson (org.). 2001. *Sociologia na Amazônia*. Ed. Universitária. UFPa, PA.
- EMPERAIRE, L; PINTON, F. 2000. *A farinha de mandioca, um elo dos sistemas extrativistas*. In: EMPERAIRE, L (org) *A Floresta em Jogo: O Extrativismo na Amazônia Central*. Ed: UNESP. São Paulo.
- HAGUETTE, Teresa Maria Frota. 1997. *Metodologias qualitativas na sociologia*. Ed Vozes. Petrópolis. RJ.
- MORÁN, Emilio F. 1990. *A Ecologia Humana das Populações da Amazônia*. Ed Vozes. Petrópolis, RJ.
- MURRIETA, Rui Sérgio Sereni. 2001. *Dialética do sabor: alimentação, ecologia e vida cotidiana em comunidades ribeirinhas da Ilha de Ituqui, Baixo Amazonas, Pará*. Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos – Departamento de Biologia/Instituto de Biociências/USP.
- OLIVEIRA, Ana Cristina Mendes de. 2002b. *Estratégias de Uso de Recursos Naturais na Amazônia e seus impactos ecológicos: Um estudo de caso de manejo comunitário no Médio Solimões*. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Pará. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos. Belém, Pará.
- OLIVEIRA, Regina. 2002a. *Avaliação Sócio Ambiental da População Humana na Área de entorno da UHE Curuá-Una, Santarém, Pará*. Museu Paraense Emílio Goeldi/Projeto REDE CELPA Conv.016/2002. Belém,PA.
- REBELO, George Henrique. 2003. Relatório de Atividades referente ao projeto *Avaliação Sócio Ambiental da População Humana na Área de entorno da UHE Curuá-Una, Santarém, Pará*. Museu

Paraense Emílio Goeldi/Projeto REDE CELPA Conv.016/2002. Belém, PA.

RIOS, Montserrat Almeida. 2002. *La Comunidad Benjamin Constant y las Plantas Útiles de la "Capoeira": Un enlace etnobotánico en la región bragantina, Pará, Amazônia brasileña*. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Pará. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos. Belém, Pará.

SHUBART, Herbet Otto. 1983. *Ecología e Utilização das Florestas*. In: SALATI, Enéas (et al) *Amazônia: Desenvolvimento, integração ecológica*, São Paulo: Brasiliense. Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, SP.

Análise espacial da densidade populacional de árvores na Amazônia Central

Juliana Stropp^a & Eduardo Martins Venticinquê^b

^a Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) / Pós-graduação Ecologia, C.P 478, Manaus, AM 69011-970, Brasil. E-mail: (justropp@inpa.gov.br) ^b Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), C.P 478, Manaus, AM 69011-970, Brasil.

1. Introdução

A atividade madeireira na Amazônia é um importante fator antrópico que afeta a regeneração e a composição da floresta ao longo do tempo. Assim, características ecológicas e econômicas das espécies podem determinar alterações nas populações locais de espécies florestais (Martini, 2001). Desta forma, estudos que visam a compreensão dos processos que interferem no estabelecimento e manutenção das espécies utilizadas pela atividade madeireira na Amazônia contribuem para a elaboração de medidas de conservação e manejo da floresta. Para isso, é necessário que se determine como a distribuições e abundâncias dos organismos mudam ao longo da paisagem (Clark *et al.* 1995).

Sob uma abordagem ecológica, a distribuição espacial das populações vegetais é estudada devido ao seu potencial em explicar a co-existência de espécies em florestas muito diversas (Bunyavejchewin *et al.* 2003). A distribuição espacial destas populações pode ser influenciada por fatores controladores de densidade, como por exemplo, alelopatia e competição intraespecífica e herbivoria (Connel *et al.* 1984; Janzen, 1970; Wright, 2001). Além disso, fatores ambientais como características edáficas e posições topográficas podem condicionar uma distribuição não aleatória dos indivíduos de uma população (Clark *et al.* 1999).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a distribuição espacial da densidade populacional das espécies *Cariniana micrantha*, *Parkia multijuga*, *Pseudopiptadenia psilostachya* e em uma área da MIL Madeireira Itacoatiara Ltda.

2. Método

O trabalho foi realizado na área da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. (MIL), localizada à 250 Km de Manaus. Os dados aqui utilizados foram coletados durante a prospecção das árvores potencialmente exploráveis pela empresa. A prospecção consiste na listagem e no mapeamento das árvores (DAP>35) e é realizada nas áreas referentes aos compartimentos da empresa. Para se fazer a prospecção das árvores, essas áreas são divididas em unidades de 10ha (400X250), chamadas de talhões. Cada talhão é prospectado e mapeado por uma equipe de 5 pessoas (4 mateiros e um líder). O levantamento das árvores é feito da seguinte maneira: o líder percorre a linha principal dois mateiros distantes entre si 12,5m do lado direito e dois mateiros distantes entre si 12,5m do lado esquerdo percorrem a distância de 250m no sentido sul-norte. Os mateiros ditam para o líder o código do nome vulgar da espécie (previamente estabelecido), o DAP e observações a respeito da qualidade da madeira para exploração. Ao final da trilha o mesmo procedimento é feito no sentido norte-sul. Essas informações são

anotadas em uma ficha de campo a qual é passada para o pessoal encarregado de dar entrada aos dados em um banco de dados georreferenciados. Desta forma, existe um erro associado com este tipo de mapeamento de árvores que deve ficar em torno de 5 a 10 metros dentro dos talhões.

Neste trabalho foram analisados os dados de ocorrência das espécies *P. multijuga*, *P. psilostachya* e *C. micrantha* referentes a 5 compartimentos da empresa (X, Y, U, V, W) o que corresponde a uma área de 11.681 ha. Estes compartimentos foram selecionados pois a posição relativa da ocorrência das espécies e da rede de drenagem é consistente.

Para analisar o comportamento do padrão de ocorrência das espécies de interesse foi feita uma estimativa da densidade populacional das 3 espécies acima citadas ao longo da área de estudo. Os estimadores de densidade são muito úteis para nos fornecer uma visão geral do número de eventos por unidade de área (Carvalho e Câmara, 2003). Foi utilizado neste estudo a estimativa de densidade de Kernel (Bailey e Gatrell, 1995). Assim, foi obtida a partir desta estimativa uma superfície onde os valores correspondem à densidade dos indivíduos arbóreos (intensidade de ocorrência por unidade de área). Para esta superfície de densidade utilizou-se um raio de 250m e os pixels gerados foram de 100m, o que corresponde a uma área de 1 ha. Foi feita uma interpretação visual da superfície gerada e verificou-se que as áreas mais densas ocorriam com maior frequência em locais mais distantes dos igarapés. Assim, optou-se por avaliar se o fator distância dos igarapés interfere no padrão de distribuição da densidade dos indivíduos arbóreos. Para esta avaliação foi elaborado um mapa de distância dos igarapés com classes de distâncias de 50m, com a distância máxima de 500m. A relação entre a densidade populacional (número de indivíduos por hectare – ind./ha) e distância do igarapé foi analisada por meio de duas regressões lineares: uma relacionando distância dos igarapés com os valores de densidade baseados nos dados de campo e outra relacionando o fator distância com a média valores estimados pelo método de Kernel.

3. Resultados

Na fase de interpretação visual da superfície de densidade estimada, para *P. multijuga*, foram observadas grandes áreas com baixas densidades estimadas sendo que pouca porção da área apresentou maiores valores. Este mesmo padrão foi observado para *P. psilostachya* com extensas áreas com baixas densidades estimadas e poucas áreas com maiores densidades. Já para *C. micrantha* foi observada uma predominância menor de valores de baixa densidade estimada, também foram observadas para esta espécie poucas áreas com densidades maiores.

Os valores máximo e mínimo das densidades estimadas na classe de distância de 50 m variaram entre 0 e 1,07 para *P. multijuga*, 0 e 1,47 para *P. psilostachya* e entre 0 e 1,17 para *C. micrantha*. Para as áreas localizadas à 500m dos igarapés estes valores variaram entre 0 e 1,23 para *P. multijuga*, 0,06 e 1,7 para *P. psilostachya* e 0,14 e 1,57 para *C. micrantha*.

Ocorreu uma forte influência da distância dos igarapés sobre a densidade populacional obtida pelos dados de campo das três espécies estudadas (*P. multijuga* $r^2 = 0,64$; $F = 12,92$; $p = 0,008$ / *P. psilostachya* $r^2 = 0,67$; $F = 14,69$; $p = 0,006$ / *C. micrantha* $r^2 = 0,69$; $F = 15,69$; $p = 0,005$). Também foi observada uma forte influência entre a distância do igarapé e densidade estimada (*P. multijuga* $r^2 = 0,70$; $F = 16,63$; $p = 0,008$ / *P. psilostachya* $r^2 = 0,81$; $F = 30,76$; $p = 0,008$ / *C. micrantha* $r^2 = 0,88$; $F = 56,05$; $p = 0,001$).

4. Discussão

As densidades populacionais de *P. multijuga*, *P. psilostachya* e *C. micrantha* mostraram-se relacionadas com a distância dos igarapés. Estas três espécies ocorrem com maior frequência em ambientes de platô (Ribeiro *et al.* 1999). O aumento da densidade populacional em direção a locais mais distantes dos igarapés sugere que fatores edáficos podem influenciar o padrão de ocorrência destas espécies.

Clark *et al.* (1999) com o objetivo de avaliar a distribuição de espécies arbóreas e sua relação com fatores edáficos na escala de paisagem, amostraram árvores, palmeiras e características edáficas nos 573 ha da Estação de La Selva, Costa Rica. Os autores encontraram que aproximadamente 30% das 132 espécies de palmeiras e árvores mais comuns apresentaram distribuição não aleatória em relação ao tipo de solo e posição topográfica. Assim, fatores edáficos podem influenciar tanto o padrão de ocorrência de espécies arbóreas quanto a distribuição espacial das densidades das populações vegetais. Vale ressaltar que o estudo de Clark *et al.* (1999) foi realizado em uma escala espacial menor e com um número maior de espécies quando comparado com este trabalho. No entanto, os resultados dos dois estudos apontam na direção de fatores edáficos, ou correlacionados, como por exemplo topografia, influenciando a estrutura espacial das comunidades vegetais.

A relação entre distância dos igarapés e a densidade estimada pelo método de Kernel evidenciou a mesma tendência que a relação entre a distância e a densidade obtida a partir dos dados de campo. Isto indica que os parâmetros utilizados para se obter a densidade estimada pelo método Kernel foram adequados e que para os dados levantados pela MIL Madeira Itacoatiara é possível fazer estimativas de densidades populacionais para as espécies exploradas. Os valores das regressões obtidos para a densidade por meio do estimador de Kernel em função da distância do igarapé, ajustaram-se melhor do que os valores da regressão entre densidade observada e classes de distância, isto ocorre pois a superfície de densidade estimada foi gerada a partir de interpolação, o que consequentemente amortece a variação dos dados entre as localidades.

A oportunidade de obter informações sobre a densidade de populações com a representação espacial explícita, como por exemplo a superfície de densidade de Kernel, pode fornecer meios para elaborar estratégias de manejo e conservação dos recursos florestais.

5. Bibliografia

- Bailey, T. C., Gattrel, A. C. (1995) *Interactive spatial data analysis*. London: Logman. 413p.
- Bunyavejchewin, S., LaFrankie, J. S., Baker, P. J., Kanzaki, M., Ashtin, P.S., Yamakura, T. (2003).
- Spatial distribution patterns of the dominant canopy dipterocarp species. *Forest Ecology and Management* 175: 87-101..
- Carvalho, M, S., Camara, G. (2003) *Análise espacial de eventos*. (On line) <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/analise/cap2-eventos.pdf>>
- Clark, D. A., Clark, D. B., Sandoval, R. M., Castro, M. V.C. (1995). Edaphic and humas effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76(8): 2581-2594.
- Clark, D. B., Palmer, M. W., Clark, D. A. (1999). Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80 (8): 2662-2675.
- Connel, J. H., Tracey, J. G., Werr, L. J. (1984). Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain-forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54 (2): 141-164.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104 (940): 501- 515.
- Martini, A., Rosa N. A., Uhl, C. (2001). Espécies de árvores potencialmente ameaçadas pela atividade madeireira na Amazônia. p. 338-347 In: Capobianco, J. P. et al. (eds). *Biodiversidade na Amazônia brasileira avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios São Paulo: Estação Liberdade: Instituto Sócio Ambiental*. 540p.
- Ribeiro, J. E. L. S., Hopkins, M. J. G., Vicentini, A., Sothers, C. A., Costa, M.A. da S., Brito, J. M., Souza, M. A. D., Martins, L. P., Lohmann, L. G., Assunção, P. A. C. L., Pereira, E. da C., Silva, C. F. da, Mesquita, M. R., Procópio, L.C. (1999). *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de*

terra-firme na Amazônia Central. Manaus: INPA - DPFID. 794p.

Wright, S. J. P. (2002). Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of coexistence. *Oecologia* 130 (1): 1-4.

(Agradecimentos: ao Eng. Josué Rogério pelo auxílio na obtenção dos dados, à MIL Madeira Itacoatiara Ltda. pela disponibilização da base de dados, ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), ao WWF – Brasil e ao Projeto Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera da Amazônia (LBA) pelo suporte financeiro, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado).

Densidade e Diversidade de Anuros de Ladeira em uma Floresta de Terra Firme, Amazônia Central.

Julio Daniel do Vale¹ & Jesus Rodrigues Domingos de Souza²

¹Bolsista PCI – CPEC – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (juliodv@inpa.gov.br).

²Aluno de Mestrado, DCEC - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (jesus@inpa.gov.br).

1. Introdução

As comunidades, de forma geral, respondem a uma série de características que interferem diretamente na sua dinâmica. No ambiente terrestre existem inúmeros fatores, tais como umidade, luz, temperatura, vento, entre outros fatores bióticos, que podem ser avaliados em relação a estratificação de um determinado local e composição da comunidade.

Na Amazônia Central foram realizados vários estudos com os anuros de ladeira (p. ex. Toft, 1981; Galatti, 1989; Martins, 1989; Allmon, 1991; Lima & Moreira, 1993). Estes trabalhos nos trazem uma série de informações relacionadas a esta comunidade. Sabe-se que a comunidade diurna não divide espaço e horário, mas sim o alimento (Lima & Magnusson, 1998). A distribuição quanto a área (baixo, declive e platô) também varia entre as espécies e, isto está diretamente relacionado com a sua forma de reprodução (Allmon, 1991; Lima & Magnusson, 1998).

O objetivo deste trabalho foi fazer uma breve descrição da anurofauna diurna de ladeira e mensurar o quanto a diversidade e densidade dos anuros de ladeira variam em relação aos gradientes de espessura da serrapilheira, altitude, declividade, pH e granulometria do solo.

2. Métodos

As coletas foram realizadas no período de 22 a 31 de maio de 2002, na Reserva Florestal Adolpho Ducke -RFAD (02°55'S, 59°59'W), localizada a 25 km de Manaus, Amazonas. Esta reserva é formada por floresta de terra firme, ainda conservada, com uma área de 10.000 hectares. Possui um sistema de trilhas em forma de grid com uma extensão de 8 km, sendo 9 trilhas no sentido Leste-Oeste (LO) e 9 trilhas no sentido Norte-Sul (NS). Ao todo existem 72 transectos permanentes de 250 m, instalados segundo a curva de nível do terreno (Magnusson, 2002). Entretanto, para este estudo foram amostrados apenas 10 transectos. (sendo eles; 1^o LO 3 – 3500m, 2^o LO 1 – 4000m, 3^o LO 1 – 5500m, 4^o LO 1 – 7500m, 5^o LO 1 – 6500m, 6^o LO 2 – 5500m, 7^o LO 2 – 6500m, 8^o LO 2 – 7500m, 9^o LO 3 – 6500m, 10^o LO 3 – 7500m).

A amostragem foi visual (*visual encounter surveys*), (Crump & Scott, 1994). Cada transecto foi percorrido em aproximadamente 2 horas, onde a serrapilheira foi vistória e revolvida em uma faixa de 2 m ao longo do transecto. A espessura da serrapilheira foi medida a cada 50 metros dentro do transecto, com uma régua de precisão de 0,5 cm. Os dados de altitude, declividade, pH e granulometria do solo foram disponibilizados pela Dra. Albertina Pimentel Lima (Projeto CNPq/PNOPG). Para análise, foram utilizados apenas dados de média das variáveis ambientais coletadas.

Os dados foram analisados de maneira a descrever as características gerais da comunidade [diversidade – Shannon $H' = -S(p_i) (\log_2 p_i)$; dominância – Simpson $1-D = S(n_i/N)^2$ e equitabilidade – $E = H'/\log_2$

S]. Também foram feitas regressões simples, correlacionando valores de riqueza, número de indivíduos, diversidade, dominância e equitabilidade com as variáveis ambientais: declividade, altitude, altura da serapilheira, pH e granulometria do solo.

3. Resultados e Discussão

Em todas as parcelas foram capturados anuros, sendo que a parcela com menor número tinha apenas 5 espécimes. Ao todo foram localizados 166 espécimes, a média para as parcelas foi de 16,6 (desvio padrão de 11,36). A parcela com maior abundância de anuros (LO 1 – 7500) teve um total de 43 indivíduos. O principal motivo para esse resultado foi a grande quantidade de *Bufo* cf. *proboscideus* capturados naquela parcela, 25 indivíduos dessa espécie foram capturados neste transecto, em nenhum outro transecto houve uma espécie tão abundante. Vale ressaltar que o próprio *B. cf. proboscideus* só teve mais duas capturas e em parcelas diferentes. Dos trabalhos que foram feitos na região, essa não é considerada uma espécie abundante e tendo ocorrido mais de 92% dos indivíduos em apenas uma parcela, isto significa que provavelmente o que localizamos foi um agrupamento de indivíduos, talvez em algum evento de reprodução ou alguma prole que não tenha se dispersado.

Para coletas diurnas em serrapilheira na RFAD, pode-se esperar a captura de aproximadamente sete espécies, mas como as nossas coletas estenderam-se por um período de apenas sete dias, a nossa amostragem contabilizou apenas cinco espécies, sendo elas *Eleutherodactylus fenestratus* (12 indivíduos), *Adenomera andreae* (64 indivíduos), *Colostethus stepheni* (59 indivíduos), *B. cf. proboscideus* (27 indivíduos) e *Atelopus spumarius* (4 indivíduos). As espécies *Adenomera andreae* e *C. stepheni*, além de serem as mais abundantes, também foram as mais freqüentes. A primeira foi capturada em todas as parcelas e *C. stepheni* esteve ausente apenas em uma. Resultados semelhantes já haviam sido descritos para a região (Lima & Moreira, 1993). A espécie mais rara foi *A. spumarius*, a qual foi capturada apenas em duas parcelas. Essa mesma espécie é tida como recente registro para a RFAD. Aparentemente essa espécie ocorre apenas em uma das duas bacias hidrográficas da Reserva. Atualmente estudos vêm sendo desenvolvidos na RFAD, para identificar a real distribuição dessa e de outras espécies que ocorrem na área.

Os valores para os índices não variaram muito. A média para o índice de diversidade foi $H' = 1,30$ onde o maior valor também foi da parcela LO 1 – 7500m, pois além da presença de *A. andreae* (7 indivíduos) e *C. stepheni* (9 indivíduos) a elevada presença de *B. cf. proboscideus* no local contribuiu para aumentar o índice de Shannon. A média para o índice de Dominância foi $D = 0,59$ e o menor valor foi para a LO 1 – 5500m onde $D = 0,34$. Isto porque nesta parcela foram capturados apenas 11 indivíduos dos quais 9 eram *A. andreae*. O valor médio para Equitabilidade foi $E = 0,75$ e a parcela LO 1 – 6500m cujas espécies capturadas foram *E. fenestratus*, *A. andreae* e *C. stepheni* com 3, 2 e 2 indivíduos respectivamente, fez com apresentasse o maior valor, $E = 0,96$.

Dentre todas as relações que foram feitas entre os caracteres da comunidade e as variáveis ambientais, o único que apresentou um valor que tende a ser estatisticamente significativo foi o número de espécies em relação ao pH do solo ($R^2 = 0,42$; $a = -1,72$ e $P = 0,06$). A relação negativa entre o número de espécies e a acidez do solo foi a única interação evidenciada em nossos resultados. Outros trabalhos mostram como a comunidade responde a esta variável (Wyman, 1988). Além da acidez, outras características ambientais certamente são determinantes ou até mesmo limitantes na comunidade diurna de anuros. O fato é que o nosso número de amostras é baixo, ademais a regressão linear só é válida para interações lineares e os organismos costumam apresentar um padrão de distribuição normal para diferentes gradientes (Begon, *et al.*, 1990).

4. Conclusões

Para os dados coletados, podemos inferir que a densidade de anuros de liteira na área estudada é de aproximadamente 0,03 indivíduo por metro quadrado, onde podemos encontrar 5 espécimes,

sendo *A. andreae* e *C. stepheni* as mais abundantes e freqüentes. As demais espécies variam de quantidade, sendo necessário um maior número de amostras para identificar as verdadeiras proporções presentes na comunidade.

Dentre as variáveis ambientais, a única que apresentou relação com a comunidade foi o pH do solo. Quanto mais ácido, tende a ser menor o número de espécies capturadas.

5. Referências Bibliográficas

- Allmon, W. D. 1991. A plot study of florets floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 7:503-522.
- Begon, M.; Haper, J.L.; Townsend, C.R. 1990. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Second Edition. Blackwell Scientific Publications, USA, 945p.
- Galatti, U. 1989. Demografia, disponibilidade de presas e crescimento de *Leptodactylus cf. pentadactylus* (Amphibia, Anura) na Reserva Florestal Ducke, Manaus - AM. *Tese de Doutorado* - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. 55 p.
- Lima, A. P.; & Moreira, G. 1993. Effects of prey size and foraging mode on the ontogenetic change in feeding niche of *Colostethus stepheni* (Anura: Dendrobatidae). *Oecologia*, 95: 93-102.
- Lima, A. P.; Magbussin, W. E. 1998. Partitioning seasonal time: interactions among size, foraging activity and diet in leaf-litter frogs. *Oecologia*, 116:259-266.
- Martins, M. 1989. Nova espécie de *Colostethus* da Amazônia Central (Amphibia: Dendrobatidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 49:1009-1012.
- Magnusson, W. E. 2002. Um sistema de amostragem da biota da Reserva Florestal Adolpho Ducke. Congresso Brasileiro de Entomologia. Manaus/AM, (CD-ROM).
- Toft, C. A. 1981. Feeding ecology of Panamanian litter anurans: Patterns in diet and foraging mode. *Journal of Herpetology*, 15:139-144.
- Wyman, R. L. 1988. Soil acidity and moisture and the distribution of amphibians in five forests of Southcentral New York. *Copeia*, 2:394-399.
- (Agradecemos ao INPA e CNPq pelo suporte financeiro. A Dra. Albertina Pimentel Lima pelo auxílio no campo e por disponibilizar os dados das variáveis ambientais do Projeto CNPq/PNOFG - Proc. 550651/01-02. Ao aluno de doutorado Marcelo Menin pela ajuda na identificação das espécies e sugestões para o resumo.)

Efeito de efluentes de petróleo sobre a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* em experimento de laboratório

Káren Lorena Lôbo Prado^a & Maria Anete Leite Rubim^b

^a Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/PPG/Projeto PIATAM(klorenaprado@yahoo.com.br)

^b Departamento de Ciências Pesqueiras – UFAM – Projeto PIATAM

1. Introdução

Em muitos ecossistemas aquáticos tropicais, as macrófitas aquáticas constituem o principal produtor primário (Esteves, 1998). Este fenômeno é mais comum em casos onde as espécies são emergentes, conhecidas como uma das mais produtivas comunidades de plantas (Westlake, 1963), a exemplo de espécies ocorrendo na Amazônia Central, que chegam a atingir uma produtividade entre 40 a 100 toneladas de matéria seca/ha/ano (Junk e Piedade, 1993; Piedade *et al.* 1991; Rubim, 1995).

Os altos valores de biomassa já descritos por inúmeros autores, revelam que as macrófitas aquáticas desempenham um papel fundamental na ciclagem de matéria e fluxo de energia, atuando como armazenadoras de nutrientes em sua biomassa (Thomaz &

Esteves, 1986).

Em vários ecossistemas as macrófitas aquáticas têm proliferado indesejavelmente ocasionando prejuízos aos usos múltiplos dos ecossistemas, causando consideráveis danos econômicos, sanitários e mesmo ecológicos (Moozhiyl e Pallauf, 1986). Pode-se citar como crescimento indesejado a proliferação intensa de *Salvinia molesta* no lago Kariba (Mitchell, 1974); *S. natans* e *Nymphoides peltata* em canais de drenagem na Iugoslávia (Murphy et al., 1990); os extensos e densos estandes de *S. molesta* no lago Curug, Indonésia (Gopal, 1991); a proliferação de *Eichhornia crassipes*, *S. molesta* e *Pistia stratiotes* em um braço de rio no reservatório de Itaipu (Thomaz et al. 1991) e *S. molesta* nos rios da bacia do rio Itanhaém, São Paulo (Rubim e Camargo, 2001).

As taxas de crescimento para essas espécies são consideradas altas. *E. crassipes*, por exemplo, dobra sua biomassa em um período de 13 dias e *Salvinia molesta* entre 7 e 17 dias (Junk e Howard-Williams, 1984).

Reprodução vegetativa é o principal método utilizado pelas macrófitas aquáticas emergentes e flutuantes para colonizarem novas áreas. Particularmente adaptadas a este método de reprodução, as espécies flutuantes, *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, produzem muitos brotos ou plantas filhas de áreas meristemáticas nos rizomas da planta mãe. Estas plantas flutuantes podem dobrar o número de brotos entre 3 a 10 dias, sob ótimas condições de crescimento. Assim, dentro de três meses, *Eichhornia crassipes* produz 1610 plantas de 10 originais. Esta propensão a um rápido crescimento na superfície da água é, provavelmente, a mais forte razão para que estas plantas sejam consideradas problemáticas em ambientes aquáticos (Spencer e Bowes, 1990).

Deve-se destacar que as macrófitas aquáticas são grandes estocadoras de nutrientes e que toleram ambientes impactados, com taxas de crescimento elevadas mesmo em ambientes poluídos por diferentes tipos de efluentes (Reddy e De Busk, (1985), tais como de cana de açúcar (David & Ray, 1966), esgotos doméstico (Gopal, 1991), agro-industriais (Farahbaksazad e Morrison, 1988), e piscicultura (Henry – Silva, 2001).

A espécie flutuante *Eichhornia crassipes* é a espécie mais estudada, devido as suas características de robustez, rusticidade e por estocar grandes quantidades de nutrientes em sua biomassa, além de ter uma taxa de crescimento elevada mesmo em locais impactados.

Na Amazônia Central essa espécie ocorre freqüentemente nos rios de água branca, especialmente nos lagos de várzea. No trecho do rio Solimões entre Coari e Manaus, está sendo realizado o Projeto PIATAM que visa avaliar os potenciais impactos ambientais se houver vazamento de óleo de petróleo transportado via fluvial. Nesse trecho, inúmeros lagos ocorrem e a espécie *E. crassipes* tem sua ocorrência associada a esses ambientes. Assim, achamos importante desenvolver um estudo onde possamos avaliar os efeitos de óleo de petróleo sobre a taxa de crescimento, tempo de duplicação e de exposição ao óleo de *Eichhornia crassipes*. Esperamos assim, contribuir para o conhecimento da espécie, do ambiente de ocorrência e dos objetivos do projeto.

2. Métodos

O experimento foi dividido em dois períodos, cada um com duração de 90 dias. Foram utilizadas 12 caixas de polietileno de 150 litros consideradas como unidades amostrais, abastecidas com, aproximadamente, 140 litros de água do Rio Solimões. Em cada caixa foram colocados seis indivíduos jovens de *Eichhornia crassipes* retirados do mesmo local de coleta da água. No início de cada experimento foi obtido o peso fresco das plantas por caixa. As pesagens eram realizadas em intervalos semanais, para avaliar o ganho de biomassa e posteriormente calcular a taxa de crescimento e o tempo de duplicação das plantas.

Foram utilizados, para cada experimento, três tratamentos com diferentes quantidades de petróleo e um controle, todos com três repetições. Na primeira fase do experimento, as quantidades de

óleo foram referenciadas a partir do cálculo feito com as dimensões das caixas, lâmina de óleo de 0,04mm, obedecendo a progressão geométrica de Sprague (1990) com razão de 0,6. Na primeira fase do experimento as concentrações utilizadas foram de 31ml, 51ml e 81ml. Devido o crescimento das plantas não ter sido interrompido nessas condições, na segunda fase, realizada de abril a junho de 2002, aumentaram-se as concentrações para 81ml, 110ml e 140ml. A taxa de crescimento das plantas foi calculada segundo a equação proposta por Jackson (1980) $TCE = (\ln \text{Peso final} - \ln \text{Peso inicial}) / Dt$, e o tempo de duplicação (TD) foi calculado segundo Mitchell (1974): $TD = \ln 2 / TCE$.

Os valores obtidos foram analisados estatisticamente (ANOVA) para determinação de diferenças significativas entre estes.

3. Discussão e Resultados

Os valores médios de ganho de peso fresco das plantas, em ambos os experimentos, diminuíram com o aumento das quantidades de petróleo. Na primeira fase em foram utilizadas as quantidades de 31, 51 e 81ml, os maiores valores de ganho de peso fresco foram observados no tratamento com menor quantidade de petróleo (2540g) seguidos do controle (2220g). As plantas de duas unidades experimentais (caixas) morreram na penúltima semana antes do término do experimento. Uma delas foi no controle e outra no tratamento com 81ml. Foi observado o ataque de insetos, anfíbios e microorganismos associados às raízes das plantas nas unidades experimentais do controle e, isto pode ter contribuído para a morte das plantas. No tratamento com 81ml, a morte dos indivíduos pode estar associada à quantidade de petróleo. O ganho de peso fresco mostra diferenças significativas (p < 0,05) entre as unidades do mesmo tratamento (31ml), com valores variando entre 620 a 2540g. Grandes amplitudes também foram observadas no controle, com valores entre 410g (oitava semana) e 2220g. O tratamento que apresentou dados mais homogêneos de ganho de peso fresco foi o de 51ml, com valores variando entre 790 a 930g.

No segundo experimento, as quantidades de petróleo utilizadas foram 81, 110 e 140ml. Os maiores valores de ganho de peso fresco foram observados no controle e no tratamento com 81ml de petróleo. No tratamento com 110ml ocorreu aumento na biomassa, embora as plantas tenham apresentado um crescimento lento quando comparadas com os tratamentos com menores quantidades de petróleo. No tratamento com 140ml de petróleo ocorreu morte das plantas em todas as unidades experimentais, mostrando que esta concentração é limitante para o crescimento da espécie *Eichhornia crassipes*. O ganho de peso fresco mostra diferenças significativas (p < 0,05) entre os diferentes tratamentos e estes com o controle, o que indica que as concentrações utilizadas influenciaram no aumento da biomassa das plantas. Não foram observadas grandes variações no ganho de peso fresco entre as unidades de um mesmo tratamento, não havendo diferenças significativas entre unidades experimentais dos diferentes tratamentos.

Nas duas fases do experimento as taxas de crescimento específico e o tempo de duplicação encontrados são bastante similares e não apresentaram diferenças estatísticas (p < 0,05) entre as unidades experimentais dos diferentes tratamentos.

Os resultados de taxa de crescimento e tempo de duplicação obtidos para as quantidades de óleo utilizadas são compatíveis com os de outros estudos realizados em ambiente natural (Penfound e Earle, 1948; Junk e Howard-Williams, 1984) e com outros tipos de efluentes, como de piscicultura (Henry-Silva, 2001), indicando que a *Eichhornia crassipes* é capaz de manter altas taxas de crescimento mesmo em ambientes eutrofizados. Provavelmente, as altas taxas de crescimento estão relacionadas a capacidade da espécie de estocar e utilizar nutrientes contidos em sua biomassa, quando as condições encontram-se desfavoráveis.

4. Conclusões

A quantidade de 1ml de petróleo por litro de água mostrou ser limitante para o desenvolvimento da *Eichhornia crassipes*, pois as

plantas morreram nas três unidades experimentais nas quais utilizou-se a quantidade de 140ml de óleo. As demais quantidades de óleo não impediram o desenvolvimento das plantas, embora o ganho de peso fresco das plantas tenha diminuído com o aumento da quantidade de petróleo.

Ainda que com o aumento das quantidades de óleo utilizadas tenha ocorrido uma diminuição no ganho de peso, as taxas de crescimento específico e o tempo de duplicação obtidos não apresentaram diferenças significativas entre as unidades experimentais dos diferentes tratamentos.

5. Bibliografia

Esteves, F. A.. (1998) Fundamentos de Limnologia, 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Farahbakhshzad, N., Morrison, G. M. (1998). A constructed vertical macrophyte system for the return of nitrogen to agriculture. 6ª International Conference on Wetland System for Water Pollution Control.

Gopal, B. (1991). Ecology and Management of Aquatic Vegetation in the India Subcontinent. Gopal, B (ed) Kluwer Academic Publishers, 257 p.

Henry-Silva, G. G. (2001). Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal. 2001. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, São Paulo.

Jackson, G.A. (1980). Marine biomass production through seaweed aquaculture. In: A San Pietro (ed) Biochemical and Photosynthetic Aspects of Energy Production. Academic, New York., p.31-58.

Junk, W. J.; Howard-Williams, C. (1984). Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: SIOLI, H. (ed). The Amazon-Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin. Dordrecht: Boston, Lancaster, p 269-293.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. (1993) Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. Hidrobiologia, v. 263, p.155-162,

Mitchel. D. S. (1974). Aquatic vegetation and its use and control. UNESCO, Paris, 135 p.

Murphy, K. J.; Robson, T. O.; Arsenovic, M.; Van Der Zweerder, W. (1990). Aquatic weed problems and management in Europe. In: Pieterse, A. H. & Murphy, K. J. (Eds.) Aquatic Weeds-The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation. Oxford University Press. Oxford, 295-317p.

Moozhiyil, M.; Pallauf, J. (1986). Chemical composition of the water fern, *Salvinia molesta* and its potential as feed source for ruminants. Econ. Bot., 40: 75-83.

Piedade, M. T. F.; Junk, W.J.; Long, S. P. (1986). The productivity of *C₄ Echinochloa polystachya* on the Amazon Floodplain. Ecology, v. 72, n. 4, p. 1456 – 1463 1986.

Reddy, K. R., De Busk, W. F. (1985). Growth Characteristics of Aquatic Macrophytes Cultured in Nutrient-enriched Water: II *Azolla*, Duckweed, and *Salvinia*. Economic Botany, 39(2), pp.200-208.

Rubim, M.A.L. (1995). Ciclo de vida, biomassa e composição química de duas espécies de arroz silvestre da Amazônia Central. 1995. 126 p. Dissertação (Mestrado), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas. .

Rubim, M. A. L.; Camargo, A. F. (2001). Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. Acta Limnol. Bras. 13 (1): 75-83.

Spencer, W.; Bowes, G. (1990). Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K.

J. (ed.). Aquatic Weeds: The ecology and management of nuisance aquatic vegetation, p. 39 -73.

Sprague, J. B. (1990). Aquatic toxicology. In: Methods for fish biology. SCHRECH, C. MOYLE, P. B. (eds). American fisheries society. Bethesda, Maryland, USA. Pp. 491-528.

Thomaz, S.M.; Esteves, F.A. (1986). Valores energéticos da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. Ciência e Cultura. v. 38, n. 10.

Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Souza, M. C.; Kita, K. K.; Camargo, A. F. (1999). Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. Brazil. Arch. of Biol. and Tech., v 42, n.1, p 15-22.

Westlake, D.F. (1963). Comparisons of plant productivity. Biol. Rev. v. 38, p. 385 -425.

Sistema radicular de *brachiaria brizantha* após ser submetida a diferentes manejos de recuperação de pastagem, em Rondônia

Karine Cristina Augusti^(a); Marisa de Cássia Piccolo^(b); Carlos Clemente Cerri^(b)

^(a) Mestranda Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) Universidade de São Paulo (USP) bolsista FAPESP e-mail: kaugusti@cena.usp.br ^(b) Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, CENA-USP Piracicaba, SP.

Projeto financiado pela FAPESP, processo nº 01/10502-6

1. Introdução

A conversão da vegetação nativa em pastagens promove a ruptura do equilíbrio original do solo, causando modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas e interferem diretamente na qualidade e quantidade de matéria orgânica do solo.

Atualmente, as pastagens constituem o principal tipo de uso agrícola da terra na Amazônia brasileira. Após alguns anos de implantação ocorre declínio da produtividade e do vigor da pastagem e aumenta a presença de plantas invasoras tendo o início do processo de degradação.

Considerando-se que o uso de técnicas adequadas de manejo podem recuperar ou minimizar tal processo, e admitindo-se o sistema radicular como um dos principais agentes deste processo, o presente trabalho tem como objetivo a avaliação do sistema radicular de uma pastagem de baixa produtividade, após ser submetida a diferentes manejos agrícolas de recuperação.

2. Métodos

O experimento foi realizado na Fazenda Nova Vida no município de Ariquemes (RO), em uma área

pré-selecionada de 63 ha, na qual foram instalados, em outubro de 2001, três tratamentos em delineamento de quatro blocos completos ao acaso, com quatro repetições. Os tratamentos foram: 1) Testemunha (T); 2) Gradagem + aração + adubação (N-P-K) + micronutrientes + plantio da *Brachiaria brizantha* (G) e 3) Herbicidas + adubação (N-P-K) + micronutrientes + plantio da *Brachiaria brizantha* (H).

A avaliação do sistema radicular foi realizada após aproximadamente cinco meses do plantio da gramínea no tratamento G e primeira aplicação de herbicida no tratamento H e a segunda amostragem foi realizada em outubro de 2002 (após um ano da instalação do experimento), utilizando-se o método do monolito. As amostragens ocorreram na época chuvosa (março de 2002) e seca (outubro de 2002). Em cada uma das 12 parcelas experimentais foi aberta manualmente uma trincheira (100 x 50 x 30 cm) na linha de plantio. O perfil foi nivelado retirando-se uma fina camada de terra onde as raízes ficaram expostas. Com o auxílio do monolito (10 x 20 x 10cm) amostras foram coletadas nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade, em cada uma das trincheiras.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificadas e armazenadas para serem processadas. No laboratório, utilizando-se uma peneira de 0,2 mm, a terra foi separada das raízes por dispersão em água corrente. Em seguida as raízes foram separadas de acordo com o diâmetro F = fina e G = grossa, e secas em estufa a 60 °C por 48 horas para determinação da massa seca.

Após a pesagem, as raízes finas e grossas foram distribuídas separadamente, em uma bandeja de vidro com água, a qual foi colocada sobre um "scanner" de mesa para a obtenção das respectivas imagens digitalizadas, com resolução de 100 dpi (100 "pixels" por polegada).

As imagens obtidas foram tratadas no programa de computador Corell Draw, com o objetivo de obter uma melhor visualização, e posteriormente foram processadas no programa de computador SIARCS, Sistema Integrado para Avaliação de Raízes e Cobertura do Solo, (Crestana et al., 1994).

3. Discussão e Resultados

O método do monolito permitiu a avaliação do sistema radicular através da Densidade de Raiz por Massa (DRM) e Densidade de Raiz por Comprimento (DRC), sendo massa seca / volume de terra amostrada e comprimento / volume de terra amostrada, respectivamente. Os resultados foram apresentados em Raízes Finas (RF) e Raízes Grossas (RG).

As medidas de DRM e DRC total da primeira e segunda amostragem mostraram alta correlação, $r = 0,95$ e $r = 0,97$, respectivamente

No geral, quando comparado os tratamentos com a testemunha as diferenças foram mais pronunciadas nas camadas 0-5 cm, além de apresentar mais de 50 % das raízes do sistema até 10 cm. Estudo realizado em pastagens de baixa produtividade sob diferentes manejos na Amazônia mostrou que independente do tratamento estudado, 60 % do sistema radicular estava concentrado na camada 0-15 cm no perfil do solo (Guimarães et al., 2000).

O tratamento H apresentou aumento de DRM e DRC nas duas amostragens.

No entanto, a gradagem e aração realizadas no tratamento G proporcionou redução na DRM e DRC nas duas amostragens, em relação à testemunha. Em experimento de recuperação de pastagem a gradagem também teve influência na diminuição da quantidade de raízes, porém quando associada à adubação (sem nitrogênio) a quantidade de raízes foi idêntica à testemunha e superior ao tratamento somente com gradagem. (Soares Filho et al., 1992).

Estudo de avaliação de sistema radicular em pastagem de baixa produtividade realizado em São Pedro (SP), mostrou uma tendência de decréscimo da DRM no tratamento com gradagem em relação à testemunha (Carvalho, 1999).

A segunda amostragem (após um ano da instalação do experimento), a DRM e DRC do sistema radicular da pastagem foi menor quando comparado a primeira amostragem.

As medidas de DRM e DRC das raízes totais apresentaram alta correlação, sugerindo que ambas as variáveis podem ser usadas com sucesso no estudo do sistema radicular de pastagem.

4. Conclusões

O tratamento que recebeu aplicação de herbicida apresentou melhor opção de manejo para o sistema radicular da pastagem em relação ao tratamento com gradagem, no que se refere a aumento de massa e densidade de raízes a curto prazo (5 meses) e a longo prazo (12 meses). O aumento do sistema radicular, massa e densidade favorecem o sistema solo-planta nos aspectos físicos, químicos e biológicos, que vão desde melhor absorção de nutrientes pelas plantas até como seu retorno para o solo como fonte de matéria orgânica.

5. Referências Bibliográficas

CARVALHO, M. C. S. Práticas de recuperação de uma pastagem degradada e seus impactos em atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo. Piracicaba, 1999. 65 p. Tese de Doutora-

do – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

CRESTANA, S.; GUIMARÃES, M. F.; JORGE, L. A. C.; RALISH, R.; TOZZI, C. L.; TORRES, A.; VAZ, C. M. P. P. Avaliação de distribuição de raízes no solo auxiliada por processamento de imagens digitais. Revista brasileira de Ciência do Solo, v.18, p.365-371, 1994.

GUIMARÃES, M. F.; TAVARES FILHO, J., MULLER, M. M. L.; DESJARDINS, T. International Symposium Soil functioning under pastures in intertropical áreas. Brasília, 2000. Anais. Brasília: EMBRAPA Cerrados, IRD, 2000. p.

SOARES FILHO, C. V.; MONTEIRO, F. A.; CORSI, M. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens* L. Efeito de diferentes tratamentos de fertilização e manejo. Pasturas Tropicalis, v.14, p.2-6, 1992.

Composição e diversidade de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central, AM.

Kedma Cristine Yamamoto^a; Maria Gercília Mota Soares^b & Carlos Edwar de Carvalho Freitas^c.

^a Mestranda em Biologia de Água Doce e Pesca Interior - INPA (yamamoto@inpa.gov.br) ^b Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, ^c Universidade Federal do Amazonas - UFAM.

1. Introdução

As áreas de várzea da Amazônia Central são consideradas ambientes de grande produção de peixes e as variações sazonais do nível d'água, obrigam a muitos peixes efetuarem movimentos de entrada e saída das áreas alagáveis. A alagação provoca um incremento de habitats que são colonizados por muitas espécies, entre 97 e 226 (Bayley, 1983; Junk *et al.*, 1983; Saint-Paul *et al.*, 2000) incluindo várias de importância comercial. Mas, no período de águas baixas (seca), há também uma grande disponibilidade de espécies que permanecem nos lagos. A flutuação do nível da água provoca modificações nas comunidades de peixes nos lagos e rios (Lowe-McConnell, 1964; Goulding, 1980; Rodrigues & Lewis, 1997). Em adição as flutuações sazonais, a condição de baixa concentração de oxigênio (Junk *et al.*, 1983), a transparência (Rodríguez & Lewis, 1997), a cobertura de macrófitas aquática e abundância de piscívoros (Súarez *et al.*, 2001) também constituem importantes fatores que determinam a estrutura das comunidades de peixes. Neste contexto, este trabalho propõe caracterizar a comunidade de peixes em lagos de várzea.

2. Métodos

O estudo foi realizado na ilha do Risco, município de Itacoatiara, Manaus/ AM nos lagos Comandá e Tracajá. As coletas foram realizadas no período de cheia (julho 2002) e seca (outubro 2002) com baterias de malhadeiras de vários tamanhos durante um período de 24 horas, com despesca de seis em seis horas. Após as capturas, os exemplares foram identificados e registrados dados biométricos de peso (g) e comprimento padrão (cm). Em seguida foram determinados os índices de diversidade de Shannon-Winner (H') e de dominância de Berger e Parker (d). O grau de similaridade das comunidades entre os lagos foi determinada através do Índice de Sorensen (S).

3. Resultados e Discussão

Em ambos os lagos foram capturados 1768 exemplares de peixes distribuídos em 81 espécies em 57 gêneros, 22 famílias e 7 Ordens. No lago Comandá foram capturadas 58 espécies, sendo 32 na cheia e 42 na seca. Os Characiformes (sardinhas, oranas, piranhas e branquinhas) predominam em ambos os períodos. *Hemiodus* sp. (26%), *Potamorhina altamazonica* (17%) e *Triporthus albus* (10%) foram as mais abundantes na cheia, enquanto que *Triporthus angulatus* (34%), *Hemiodopsis* sp. (13,6%) e *Pygocentrus nattereri* (13%) predominaram na seca. 19 famílias foram captura-

das, dentre estas as mais abundantes foram Serrasalmidae e Characidae. No lago Tracajá foram capturados 52 espécies, sendo que 31 na cheia e 33 na seca. Os Characiformes (branquinhas, piabas e peixe-cachorro) predominaram em ambos períodos. *Potamorhina latior* (40%), *Psectrogaster rutiloides* (21%) e *Cyphocharax spiluroopsis* (8,2%) foram as espécies mais abundantes durante a cheia. *Moenkhausia lepidura* (21,3%), *Pygocentrus nattereri* (13,7%), *Moenkhausia intermedia* (11,1%) e *Acestrorhynchus falcirostris* (11,3%) durante a seca. 16 famílias foram capturadas sendo Hemiodidae, Prochilodontidae e Curimatidae, com maior número de espécies.

O índice de dominância entre os lagos em ambos períodos foi relativamente baixo, 0,21 a 0,40. No Comandá na cheia o valor foi de 0,26 aumentando na seca para 0,34. Como consequência à diversidade reduziu 3,7 na cheia para 3,5 na seca. Por outro lado, o Tracajá aumentou a diversidade da cheia para seca de 3 para 3,9. Isso por causa da menor dominância, 0,21, identificada no lago. Em geral, não ocorreram grandes diferenças nos números de exemplares de cada espécie nos lagos, levando assim a redução dos valores dos índices de dominância. Os valores dos índices de similaridade dos lagos Comandá e Tracajá em relação aos períodos, cheia e seca, foram baixos. No Tracajá o número de espécies da ordem dos Siluriformes, e famílias Cichlidae, Curimatidae, Hemiodidae e Prochilodontidae foram maiores do que no Comandá, por isso a similaridade foi tão baixa.

Os lagos Comandá e Tracajá têm variação sazonal da ictiofauna, com a composição específica modificando acentuadamente entre os períodos de cheia e seca. O índice de diversidade do Comandá é maior na cheia enquanto que do Tracajá é na seca (3,9) e essas variações estão relacionadas com a dominância de espécies em cada período. Em ambos os lagos há uma nítida predominância de espécies pertencentes às famílias Hemiodidae, Curimatidae, Serrasalmidae e Characidae. Há diferenças na composição entre os lagos: na cheia em ambos os lagos predominam espécies migradoras, embora as 4 mais abundantes sejam diferentes em cada lago. Na seca temos uma situação diferente, no Tracajá predominaram peixes de pequeno porte (piabas) e piscívoros (piranha e peixe-cachorro) não migradores, enquanto que no Comandá as espécies dominantes foram em sua maioria as migradoras.

No período de cheia o lago Comandá tem conexão direta com o rio, enquanto que o Tracajá está conectado ao Comandá. Na seca ambos permanecem isolados entre si e ao rio. Com a retração das águas os peixes do lago Tracajá realizam movimentos de saída do lago em direção a calha principal do rio (Solimões) e eventualmente ficam presos no Comandá, até a próxima enchente. Teoricamente na cheia a similaridade da ictiofauna deveria ser maior entre os lagos, pois a alagação disponibiliza muitas áreas para os peixes, como também permite uma maior mobilidade facilitando os deslocamentos entre os lagos. Considerando que o Comandá tem uma pressão pesqueira por ter sido selecionado como um lago de subsistência pelos ribeirinhos que vivem em sua proximidade, essas diferenças podem ser provocadas pelas pescarias.

4. Conclusões

Os lagos Comandá e Tracajá apresentam diversidade de peixes relativamente alta e composição específica diferentes nos períodos de cheia e seca assim como entre os lagos.

5. Referências Bibliográficas

- Bayley, P.B. (1983). *Central Amazon fish populations: biomass, production and some dynamic characteristics*. PhD Thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada, 330 pp.
- Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest. Explorations in Amazonian natural history*. University of California Press, Berkeley, 280p.
- Junk, W. J.; Soares, M. G. M. & Carvalho, F. M. (1983). Distribution of fish species in a lake Amazon river floodplain near Manaus lago Camaleão with special reference to extreme exigent

conditions. *Amazoniana* 7(4): 397-431.

Lowe-McConnell, R. H. (1964). The fishes of the Rupunini savanna district of British Guiana, Pt 1. Groupings of fish species and effects of the seasonal cycles on the fishes. *Journal of the Linnean Society (Zoology)*, 45, 103-144p.

Rodrigues, M. A. & Lewis, W.M. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1), 109-128.

Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Villacorta-Correa, M.A. ; Garcia, M.; Fabré, N.N.; Berger, U. & Junk, W. J. (2000). Fish communities in Central Amazônia white- and the backwaters floodplains. *Environmental Biology of Fishes* 57:235-250p.

Súarez, Y.R., Petreire Jr., M & Catella, A.C. (2001). Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8,173-186p.

O efeito da dispersão endozoocórica pelo guariba vermelho (*alouatta seniculus*) na germinação de sementes tropicais

Lilian Figueiredo Rodrigues^{1,3}, Flávia dos Santos Pinto¹ e Marcela Santamaría Gomez²

¹ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). ² University of Cambridge. ³ lilianfr@inpa.gov.br

1. Introdução

Um importante serviço ecológico realizado pelos frugívoros é a dispersão de sementes. A dispersão de sementes e o estabelecimento de plântulas são estágios cruciais na história de vida das plantas (Harper, 1977). Alterações nos padrões de dispersão podem influenciar a dinâmica do ecossistema e futuramente a composição de espécies e a diversidade local. A endozoocoria é a forma mais comum de dispersão de sementes nos neotrópicos, caracterizada pela passagem da semente através dos intestinos de vertebrados (Janzen, 1980). Os Guaribas dispersam por endozoocoria mais de 95% de espécies de frutos maduros que consomem (Julliot, 1994). A endozoocoria pode desde aumentar o poder germinativo das sementes, diminuí-lo ou não afetá-lo. Para algumas espécies de plantas esse tratamento é essencial para a quebra da dormência, podendo atuar através de processos mecânicos ou químicos. Em alguns casos, a retirada da polpa pelos dispersores aumenta a probabilidade de sobrevivência das sementes devido à diminuição da mortalidade por ataque de fungos (Howe, 1981). Outro benefício da endozoocoria é o aumento da velocidade de germinação em algumas espécies. Estudos da dispersão de sementes por primatas são especialmente importantes por eles representam 25 a 40% da biomassa de vertebrados frugívoros dispersores de sementes em florestas tropicais (Eisenberg e Thorington, 1973), tendo um profundo efeito na estrutura e diversidade do habitat em que vivem (Bourlière, 1985, Julliot, 1996). Existem vários estudos sobre da dispersão de sementes pelo gênero *Alouatta* (REF), contudo pouca ainda é a informação existente sobre o efeito da endozoocoria por *A. seniculus* na viabilidade das sementes, considerando o grande número de sementes que eles consomem (mais de 200 espécies segundo Julliot, 1996). Este estudo objetiva avaliar a qualidade da dispersão endozoocórica por guaribas, para sementes de nove espécies tropicais. Especificamente objetivamos comparar a taxa de germinação e a velocidade de germinação de sementes defecadas com a de sementes retiradas de frutos.

2. Métodos

2.1. Área de estudo - O estudo foi realizado em reservas de floresta de terra firme do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais: uma área de floresta contínua e dois fragmentos de florestas de 2ha e 10ha situadas a 80 km ao norte de Manaus, AM - 2°30'S, 60°W - (Lovejoy e Bierregaard, 1990). A temperatura mé-

dia anual é de 26,7°C e a precipitação média anual dos últimos 30 anos é de 2.186 mm, com uma estação chuvosa concentrada entre os meses de março e abril e com uma estação seca entre julho e setembro (Radam Brasil, 1978). Os solos são classificados como latossolo amarelo, possuindo aproximadamente 80 a 85% de argila. São pobres em nutrientes e possuem boa drenagem (Oliveira, 1997).

2.2. Desenho amostral – O experimento foi montado entre Março e Agosto de 2002. Foram utilizadas as espécies: *Pouroma sp.* (Cecropiaceae), *Bocageopsis multiflora* (Annonaceae), *Osteophloeum platyspermum* (Myristicaceae), *Helicostylis tomentosa* (Moraceae), *Byrsonima stipulaceae* (Malpighiaceae), *Cheilochlinium sp.* (Hippocrateaceae), *Pouteria engleri* (Sapotaceae), *Clarisia racemosa* (Moraceae), e uma espécie não identificada da família Annonaceae. Para cada tratamento, fezes e frutos, foram plantadas 90 sementes em copos individuais de areia com vermiculita, separadas em três grupos de 30 copos, colocadas para germinar em casa de vegetação localizada em uma clareira antiga no acampamento, cobertos com tela branca e aguados quando necessário. As fezes foram coletadas durante o acompanhamento dos grupos e os frutos foram coletados, quando possível, das mesmas árvores exploradas pelos macacos. As amostras fecais foram lavadas em água corrente para a separação das sementes, bem como foram lavadas as sementes retiradas dos frutos. O acompanhamento do número de sementes germinadas foi semanal sendo considerada germinada as sementes que apresentavam emergência da radícula. Estimamos a taxa de germinação e a velocidade de germinação das sementes. Os testes não-paramétricos de Mann-Whitney e de Kruskal-Wallis foram aplicados para verificar a existência de diferenças significativas entre sementes defecadas e retiradas de frutos.

3. Discussão e Resultados

Não existe um padrão do efeito da endozocoria por *A. seniculus* sobre as nove espécies estudadas. No entanto é importante ressaltar o efeito positivo da dispersão pelos guaribas na manutenção da viabilidade das sementes que eles consomem. *Helicostylis tomentosa* e *Byrsonima stipulaceae* germinaram muito pouco (menos de 15%) e *Bocageopsis multiflora* não germinou após um ano do plantio. Somente seis espécies foram analisadas: *Cheilochlinium sp.*, *P. engleri*, *Pouroma sp.*, *O. platyspermum* e *Clarisia racemosa* e a Annonaceae não identificada.

A taxa de germinação de sementes retiradas das fezes para a maioria das espécies analisadas foi maior que a taxa de germinação daquelas retiradas de frutos, com exceção de *P. engleri* (91% fezes vs 80% frutos), *Clarisia racemosa* (67% fezes vs 49% frutos) e a Annonaceae não identificada (20% fezes vs 17% frutos). Para *Pouroma sp.* (53% fezes vs 6% frutos), *Cheilochlinium sp.* (89% fezes vs 46% frutos) e *O. platyspermum* (24% fezes vs 10% frutos) observou-se um aumento significativo na germinação de sementes retiradas das fezes ($U = 0$, $P = 0,049$; $U = 0$, $P = 0,046$; $U = 0$, $P = 0,049$; respectivamente). Padrão similar foi encontrado por Pedroni e Sanchez (1997), estudando uma espécie de cactácea ingeridas por *Alouatta fusca*. Contudo, Julliot (1994) em seu estudo feito na Guiana Francesa com *A. seniculus* verificou que a ação do trato digestivo dos guaribas não modifica o poder germinativo em muitas sementes ingeridas (em 14 de 17 espécies avaliadas). De modo geral para os primatas, Estrada e Coates-Estrada (1984) concluem que o grupo não apresenta resultados conclusivos com relação ao comportamento germinativo das sementes ingeridas, tanto na taxa quanto na velocidade de germinação.

Sementes retiradas de fezes apresentam a mesma velocidade de germinação que sementes retiradas de frutos. Embora tenha sido encontrado um padrão claro, algumas espécies de plantas dispersas por primatas apresentam um aumento na velocidade de germinação após defecadas (McConkey 2000). No entanto, o tempo necessário para o início da germinação foi bastante variável entre as espécies. *O. platyspermum* apresentou em média 36 dias para o início da germinação; *P. engleri*, 21 dias; *Pouroma sp.*, 30 dias; a

espécie de Annonaceae 165 dias; *Clarisia racemosa*, 7 dias e *Cheilochlinium sp.*, 15 dias. Diferenças na velocidade de germinação das espécies podem estar trazendo implicações importantes na dinâmica de estabelecimento de plântulas dentro das latrinas. Algumas espécies podem se beneficiar desse comportamento para o seu estabelecimento por evitar competição por luz ou evitando predação devido ao adensamento de sementes.

4. Conclusões

* Guaribas são importantes dispersores de sementes em termos de qualidade de dispersão, pois modificam positivamente o poder germinativo de algumas sementes por eles dispersas.

* A diferença na velocidade de germinação para as espécies estudadas indica uma dinâmica de recrutamento dentro das latrinas que pode vir a beneficiar algumas espécies, por exemplo, evitando o adensamento de plântulas.

* Estudos futuros sobre a qualidade de dispersão de sementes por *A. seniculus* são indicados para o melhor entendimento da eficiência desses animais como dispersores primários e para um melhor esclarecimento do funcionamento da dinâmica nas latrinas.

5. Referências Bibliográficas

- Bourlière, F. (1985). Primate communities: their structure and role in tropical ecosystems. *Int. J. Primatol.*, 6: 1-26.
- Einslerberg, J. F.; Thorington, R. W. (1973). A preliminary analysis of some Neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5: 150-161.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R. (1984). Fruit eating and seed dispersal by howling monkey (*Alouatta palliata*) in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Am. J. Primatol.*, 6: 77-91.
- Harper, J. L. (1977). *Populations biology of plants*. Academic Press, New York, New York, 892 pp.
- Howe, H. F.; Van de Kerckhove, G. A. (1981). Removal of wild nutmeg (*Virella surinamensis*) crops by birds. *Ecology*, 62: 1093-1106.
- Janzen, D. H. (1980). When is it coevolution? *Evolution*, 34: 611-612.
- Julliot, C. (1994). Frugivory and seed dispersal by red howler monkeys: evolutionary aspect. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 49:331-341.
- Julliot, C. (1996). Seed dispersal by red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the tropical rain forest, at the Nourague station in French Guiana. *Int. J. Primatol.*, 17: 239-258.
- Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O. (1990). Central Amazonian forests and the minimum critical size of ecosystems projects. In: Gentry, A. H. (Ed.). *Four Neotropical Rainforest*. Yale University Press, New Haven, pp. 60-71.
- McConkey, K. R. (2000). Primary seed shadow generated by gibbons in the rain forests of Barito Ulu, Central Borneo. *Amer. J. Primatol.*, 52: 13-29.
- 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*, 187p.
- Pedroni, F. e Sanchez, M. (1997). Dispersão de sementes de *Pereskia aculeata* Muller (Cactaceae) num fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 57 (3): 479-486.
- RADAMBRASIL. (1978). *Levantamento de Recursos Naturais*. Folha SA 20 Manaus, p. 261. Ministério de Minas e Energia: Departamento Nacional de Produção Mineral, Rio de Janeiro.
- (Agradecimentos: ao PDBFF/INPA e a SUNY pelo apoio logístico e financeiro, aos companheiros de trabalho Santiago, Sylvia, Leo e Osmaildo)

Estrutura populacional e produtividade de *Bertholletia excelsa* H.B.K. no sudoeste da Amazônia

Lúcia Helena de Oliveira Wadt (lucia@cpafac.embrapa.br) - Embrapa-Acre, Karen A. Kainer - University of Florida, Daisy A.P. Gomes-Silva - Bolsista RHA/E/CNPq/Embrapa-Acre

1. Introdução

A castanha, *Bertholletia excelsa*, é uma árvore grande (chega a mais de 2 m de diâmetro a altura do peito - DAP), dominante (chega a 50 m de altura), de vida longa (chega a ter mais de 500 anos), que ocorre em áreas de terra firme na Floresta Amazônica. Segundo Mori & Prance (1990) as populações dessa espécie ocorrem frequentemente em agregados naturais de 50 a 100 indivíduos separados por um ou mais quilômetros de distância. Esta árvore, de grande importância ecológica para o ecossistema florestal, também possui relevante importância econômica por produzir a castanha-do-brasil, um produto florestal não-madeireiro (PFN) rico em proteínas (Peters, 1996; Ortiz, 2002). A coleta de castanha-do-brasil, considerada uma atividade de baixo impacto ecológico para as florestas tropicais, é vista como uma alternativa para a conservação de recursos florestais, mediante o desenvolvimento sustentável (Nepstad & Schwartzman 1992).

Toda a exploração de castanha-do-brasil é feita por extrativistas que de uma maneira geral não consideram, explicitamente, aspectos ecológicos como a dinâmica de populações da espécie e nem rendimentos sustentáveis. Recentemente, estudos têm sido desenvolvidos com o intuito de compreender a ecologia funcional de populações naturais de *B. excelsa*, para definir processos de extração mais sustentáveis, e também avaliar o potencial de produção com o objetivo de aumentar a renda obtida com esse produto. Zuidema & Boot (2002) mostraram, em estudos recentes de duas populações exploradas na Bolívia, que as taxas de exploração são sustentáveis, pelo menos por algumas décadas.

No estado do Acre, o interesse em aplicar técnicas de manejo ao sistema tradicional de coleta de castanha-do-brasil tem aumentado, particularmente nas Reservas Extrativistas (Resex). Diante desse interesse e devido aos poucos conhecimentos ecológicos sobre *B. excelsa* na Amazônia Ocidental, o presente estudo foi conduzido com a finalidade de caracterizar uma população natural de castanheiras, em termos da estrutura populacional e produção. Avaliou-se a distribuição espacial, a densidade da espécie e a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro e; e o relacionamento entre produção e algumas variáveis, em nível da árvore, que podem ser manipulados para aumentar a produtividade da área.

2. Métodos

Os estudos de campo foram realizados em uma colação (unidade produtiva da Resex) do Seringal Filipinas, na Reserva Extrativista Chico Mendes, no município de Xapuri-AC. A colação selecionada foi: Rio de Janeiro, com 420ha de área total, onde foi feito um "censo" de todas as castanheiras com diâmetro a altura do peito (DAP) superior a 10 cm. Os indivíduos foram georeferenciados e tiveram seus DAP's medidos. No período de maio de 2001 e dezembro de 2002, as castanheiras foram mapeadas e caracterizadas. Durante o mapeamento cada indivíduo foi caracterizado quanto a produção (estimativa feita pelo extrativista, baseada na experiência de coleta); posição e forma da copa; e nível de incidência de cipó na copa. Para produção foram usadas quatro categorias: (1) nenhuma produção; (2) até 1 lata (11kg); (3) 1-3 latas; e (4) mais de 3 latas. A posição da copa foi avaliada com a finalidade de se caracterizar o ambiente de luz, nesse sentido foram usadas quatro categorias, conforme Synnott (1979): (1) dominante; (2) co-dominante, (3) intermediária; e (4) suprimida. Para avaliar a forma da copa, usou-se cinco categorias: (1) perfeita, (2) boa, (3) tolerante, (4) pobre, e (5) muito pobre. A incidência de cipó na copa foi avaliada por quatro categorias: (1) nenhum cipó, (2) 25% da copa com cipó, (3) 25-75% da copa com cipó, e (4) > 75% da

copa com cipó.

Para definição do padrão de distribuição espacial, no local de estudo, foi feita análise do vizinho mais próximo (Clark & Evans, 1954), e calculado o índice de agregação da população (R) para todos os indivíduos e também para os jovens (DAP < 50 cm) e adultos (DAP \geq 50 cm). Para avaliar a distribuição do número de indivíduos em classes de DAP, foi feito histograma com 20 classes de 10 cm de amplitude cada. O comportamento e as características da espécie durante o ciclo de vida foi avaliado agrupando as árvores em quatro classes de DAP, as quais foram consideradas com algum significado biológico. As classes foram: 10 cm < DAP < 50 cm (considerados não reprodutivos); 50 cm \leq DAP < 100 cm (jovens reprodutivos, fase inicial de produção); 100 \leq DAP < 150 cm (adultos maduros, em plena produção) e DAP \geq 150 cm (adultos em declínio de produção).

Foi aplicada estatística descritiva nessas quatro classes para avaliar as frequências das variáveis medidas. Todas as variáveis foram correlacionadas, utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, e para as variáveis, cujos relacionamentos foram significativos ($P = 0,05$), foi aplicado o modelo de regressão múltipla (máximo R^2 melhorado), para explorar esses relacionamentos. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o software SAS, versão 8.2.

3. Resultados

Nos 420 ha, foram mapeadas 568 árvores com DAP = 10 cm. A densidade total foi de 1,35 árvores por ha, sendo que os jovens (DAP<50cm) tiveram densidade de 0,34 árv.ha⁻¹ e adultos (DAP \geq 50cm) de 1,00 árv.ha⁻¹. A distância média entre todos os indivíduos foi de 34,3 \pm 22,5 m.

O índice de agregação (R) para a população inteira foi de 0,77, indicando que o padrão de distribuição espacial não foi aleatório, mas também foi distante do padrão agrupado ($R=0$). No entanto, analisando o índice de agregação para jovens e adultos, separadamente, observou-se certa divergência. Para os jovens, foi observado um padrão mais agrupado ($R = 0,65$) do que para adultos ($R = 0,82$). Peres & Baidier (1997) avaliando a dinâmica de castanha no Pará, encontraram um padrão não agrupado em áreas de concentração, mas em nível de paisagem concluíram que a distribuição é agrupada concordando com Mori & Prance (1990). Os resultados encontrados nesse trabalho não mostram evidências de agrupamentos, pelo menos não como descrito em áreas da Amazônia Oriental, onde a espécie é encontrada em grupos claramente definidos de 50 a 100 indivíduos.

O DAP médio foi de 86,1 \pm 45,0 cm, variando de 10,0 a 207,0 cm. O menor indivíduo reprodutivo teve DAP de 32,4 cm. Somente 8,6% das árvores tiveram DAP = 150cm, enquanto que 25,5% tiveram DAP < 50 cm. Cerca de 23% da população foi composta por jovens não reprodutivos, já que alguns indivíduos com DAP < 50cm apresentaram sinais de produção.

Quanto a análise descritiva, das 423 árvores consideradas adultas apenas 6% não ocupavam o dossel superior da floresta (dominante ou co-dominante). O nível de incidência de cipó na copa dos indivíduos adultos foi superior aos jovens e a maioria das árvores apresentou forma da copa boa ou perfeita, tendo apenas 7% com copa pobre ou muito pobre.

Os coeficientes de correlação entre as variáveis medidas para todas as árvores demonstraram correlações positivas e significativas entre produção (categórica) e DAP, forma da copa e posição da copa, tanto que quanto maior o diâmetro, mais alta a posição da copa e melhor a sua forma, maior será a probabilidade de melhores produções. A correlação entre o nível de incidência de cipó e produção foi feita considerando apenas os indivíduos maduros (DAP \geq 50 cm), sendo observado uma correlação negativa e estatisticamente significativa ($r = -0,13$, $p < 0,01$).

Pela análise do máximo R^2 melhorado, entre produção e outras variáveis observou-se que o DAP foi o que mais contribuiu para a variação total da produção, explicada pelas variáveis avalia-

das. No entanto, fazendo esta mesma análise considerando as quatro classes de diâmetro como fases do ciclo de vida da espécie, pôde-se observar que a variável mais importante mudou com o aumento do diâmetro. O DAP foi importante em explicar quase 1/3 da variação na produção para os jovens (DAP < 50cm), mas a forma da copa foi mais importante para explicar a variação da produção em indivíduos com DAP > 100 cm.

A estrutura populacional da castanheira, no local de estudo, foi diferente daquela relatada em estudos feitos na Amazônia Oriental. Algumas diferenças podem ser devido a aplicação de distintas metodologias, tais como limite inferior de DAP, estratégia de inventário, intensidade e área amostrada. Além disso, o tipo de floresta e sua dinâmica também podem explicar essas diferenças. Na Amazônia Oriental a tipologia florestal predominante é do tipo floresta densa enquanto que no Acre o que predomina são as florestas abertas onde a intensidade de luz no sub-bosque é diferenciada, o que nos leva a pensar na hipótese de que melhores condições de luz proporcionam maiores níveis de regeneração.

Embora não tenha sido avaliada a estrutura de plântulas, este estudo possibilitou um maior entendimento da estrutura populacional de castanha-do-brasil no estado do Acre e foi possível levantar a hipótese de que nas condições do Acre existem melhores possibilidades para o recrutamento de plântulas, resultando num padrão e distribuição espacial dos indivíduos mais aleatório.

4. Conclusões

- A densidade total de castanheiras foi de 1,35 árvores por ha;
- A distância média entre as castanheiras, na área de estudo, foi de $34,3 \pm 22,5$ m;
- O padrão de distribuição espacial não foi aleatório, mas os indivíduos adultos apresentaram um padrão mais aleatório enquanto que os jovens foram mais agrupados;
- 25,5% das castanheiras mapeadas foram consideradas jovens (DAP < 50 cm);
- Houve correlação positiva e significativa entre produção (categórica) e DAP, produção e forma da copa, e produção e posição da copa;
- A correlação entre produção e o nível de incidência de cipó na copa foi negativa e significativa;
- Para os indivíduos em plena produção (DAP > 100 cm) a forma da copa foi a variável mais importante para explicar a variação de produção.
- O corte de cipós pode ser um tratamento silvicultural para aumentar a produtividades do local.

5. Bibliografia

- Clark, P.J. & Evans, F.C. (1954). Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35, 445-453.
- Mori, S.A. & Prance, G.T. (1990). Taxonomy, ecology and economic botany of Brazil nut (*Bertholletia excelsa* H.B.K., Lecythidaceae). *Advances in Economic Botany*, 8, 130-150.
- Nepstad, D.C. & S. Schwartzman, eds. (1992) Non-timber products from tropical forests: 10 Evaluation of a conservation and development strategy. The New York Botanical Garden, 11 Bronx, NY. 12
- Ortiz, H. (2002) Brazil nut (*Bertholletia excelsa* H.B.K.). In Shanley, P.; Pierce, A.R.; Laird, S and Suillen S.A. (eds).. Tapping the green market: certification and management of non-timber forest products. Earthscan Publications Ltda. London. 400p. pp.61-74.
- Peres, C.A. & Baider, C. (1997). Seed dispersal, special distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) in Southeastern Amazonian. *Journal of Tropical Ecology*, 13, 595-616.
- Peters, C.M. (1996). The ecology and management of non-timber forest resources. World Bank 21 Technical Paper, No. 322. The World Bank, Washington, DC. 22

Synnott, T.J. (1979). A manual of permanent sample plot procedures for tropical rainforests. Tropical Forestry Papers n.14. Common wealth Forestry Institute, University of Oxford, Oxford.

Zudeima, P.A.; Dijkman, W., Rijsoort, J. (1999). Crescimento de plantines de *Bertholletia excelsa* H.B.K. en función de su tamaño y la disponibilidad de luz. *Ecologia en Bolivia*, 33: 23-35.

Espécies de floresta secundária utilizadas na produção de energia na Amazônia¹

Luciana Maria de Barros Francez², João Olegário Pereira de Carvalho³,

¹ Trabalho produzido pelo Projeto Estrutura (08.2000.024) - Embrapa, com apoio do CNPq.

² Estudante de Eng. Florestal da UFRA, Bolsista do CNPq/Embrapa, lucianafrancez@bol.com.br

³ Eng. Florestal, Ph.D., Pesquisador da Embrapa. olegario@cpatu.embrapa.br

1. Introdução

O Município de Belterra, no oeste do Pará, foi criado em 1997, com o desmembramento de parte do município de Santarém. Entretanto, a sua sede surgiu em 1927 com um projeto de plantação de seringueiras, estabelecido naquela área pela Companhia Ford, dos Estados Unidos da América do Norte (Rodrigues et al., 1977). No período de 1927 a 1945, Belterra viveu uma fase áurea, sob os auspícios de Henry Ford, proprietário da Companhia Ford. Porém, imediatamente após a Segunda Guerra Mundial, Henry Ford entregou o projeto Belterra para o governo brasileiro e, juntamente com o projeto, passou todos os bens e direitos, assim como os deveres para com a sociedade que se formou e cresceu em consequência do projeto. O governo brasileiro, através do Ministério da Agricultura, não teve como manter o seringal produzindo, nem o nível de desenvolvimento deixado pelo americano. Belterra, aos poucos, começou a decair e sua população foi gradativamente diminuindo, porque partia em busca de empregos em outras regiões.

Na década de 1980, o governo federal entregou Belterra ao governo municipal de Santarém, pois o território belterrense estava localizado dentro do Município de Santarém. Com isso, os poucos funcionários, que ainda eram mantidos pelo Ministério da Agricultura, foram aposentados ou transferidos para outros centros de atuação do Ministério. Com essa mudança, Belterra também ficou aberta a qualquer cidadão brasileiro que ali quisesse se estabelecer, o que não era possível antes, pois era uma área restrita aos funcionários do Ministério da Agricultura, remanescentes do Projeto Ford.

Com o estabelecimento de novas famílias, diferentes atividades começaram a surgir, principalmente relacionadas com a agricultura e a pecuária, além do comércio de gêneros alimentícios, confecções e utensílios domésticos. A partir desse momento surgiram os pequenos produtores da periferia, vendendo seus produtos no centro urbano. Nesse contexto, começaram a aparecer os produtores de lenha e carvão, que a cada ano aumentam de número e produção, para atender aos restaurantes, bares, panificadoras e residências.

Este trabalho apresenta os resultados de duas enquetes feitas junto a produtores de lenha e carvão, relacionando as espécies arbóreas utilizadas, o grau de utilização e a qualidade do produto, do ponto de vista dos produtores.

2. Métodos

O estudo foi realizado no Município de Belterra, PA, onde o clima é Ami pela classificação de Köppen. A precipitação média anual é em torno de 2100 mm, com uma estação de menor pluviosidade de 1 a 5 meses. A temperatura média anual é de 25 °C e a altitude é de 175 m (Carvalho et al., 1986a).

A vegetação é do tipo capoeira alta, com cerca de 60 anos de

idade, resultante do abandono de tratamentos silviculturais nas plantações de seringueira existentes na área.

O relevo da área é plano. O solo é do tipo Latossolo Amarelo Distrófico, textura muito argilosa, com manchas de Latossolo Húmico Antropogênico.

Os dados foram coletados em duas ocasiões, 1986 e 2000, utilizando-se um questionário simples para registrar apenas o nome comum da espécie que estava sendo utilizada para a produção de lenha e carvão, o seu grau de utilização e a qualidade da madeira. Todos os pequenos produtores de lenha e/ou carvão, que, em 1986, eram cinco e, em 2000, eram 15, foram entrevistados.

Em relação ao grau de utilização da espécie, foram considerados três níveis: pouco utilizada; utilização razoável e muito utilizada. Quanto à qualidade, também foram consideradas três classes: excelente qualidade; boa qualidade e qualidade razoável.

Coletou-se material botânico para identificação científica no Herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental.

A análise dos dados foi descritiva, com base nas informações prestadas pelos produtores, relacionando as espécies para lenha e carvão, separadamente, assim como comparando as duas relações.

3. Resultados e Discussão

No levantamento realizado em 1986, junto aos produtores locais, foram registradas 13 espécies arbóreas, que estavam sendo colhidas em matas secundárias para a produção de lenha e/ou carvão.

Em 2000 registrou-se a presença de 14 novas espécies. Por outro lado, é interessante destacar que quatro das espécies (*Bocageopsis multiflora*, *Schefflera morototoni*, *Jacaranda copaia* e *Cecropia* sp.) utilizadas em 1986 não são relatadas em 2000 devido, talvez, a estas serem consideradas, pelos produtores locais, espécies de pouca utilização e de qualidade apenas razoável, com exceção da *Bocageopsis multiflora*.

As espécies *Tapirira guianensis*, *Jacaranda copaia*, *Schefflera morototoni*, *Myrcia* sp., *Casearia arborea*, *Piptadenia suaveolens*, *Casearia javitensis* e *Inga* sp. foram relacionadas entre as 16 mais importantes ecologicamente na área de estudo, em inventário realizado em 1983 (Carvalho, 1986b). Em 1991 apenas a metade dessas espécies (*Tapirira guianensis*, *Jacaranda copaia*, *Schefflera morototoni* e *Piptadenia suaveolens*) mantinha-se entre as mais importantes (Oliveira & Silva, 1999). O fato dessas espécies estarem sendo extraídas para comercialização causa preocupação em relação à sua sustentabilidade ecológica, principalmente se a colheita é feita sem qualquer planejamento. Intervenções devem ser feitas na floresta na tentativa de manter essas espécies com o mesmo grau de importância ecológica na comunidade florestal.

Produção de carvão

Das 13 espécies mencionadas pelos produtores em 1986, 11 eram utilizadas na produção de carvão. *Tapirira guianensis*, *Myrcia* sp. foram as de melhor qualidade e maior grau de utilização. Em seguida, apareceram *Inga* sp., *Vismia* sp. e *Bocageopsis multiflora*, cujas madeiras foram consideradas de utilização razoável e de boa qualidade.

Sclerobium guianensis, *Aniba burchellii* e *Miconia myriantha* foram citadas apenas uma vez, entretanto, com alto valor de importância. Por exemplo, *Sclerobium guianensis* foi considerada uma espécie de utilização razoável e excelente qualidade; *Aniba burchellii* é espécie muito utilizada e de excelente qualidade; e *Miconia myriantha* tem madeira de utilização razoável e de boa qualidade.

Em 2000, *Inga* sp. apresentou-se como uma espécie de grande utilização e de boa a excelente qualidade. As espécies *Vismia* sp., *Myrcia* sp., *Tapirira guianensis*, *Phyllanthus nobilis* e *Piptadenia suaveolens* estão relacionadas, também, entre as mais utilizadas e de melhor qualidade na região. A madeira de *Tapirira guianensis*, porém, é classificada, pelos trabalhadores locais, como de qualidade apenas razoável para a produção de carvão. *Crotum cajuçara* e *Hymenolobium excelsum* apresentaram-se como espécies de utilização razoável, apesar de serem relacionadas apenas uma vez, ou seja, por apenas um produtor. As madeiras de *Hymenaea* sp., *Vitex triflora*,

Mangifera indica e *Endopleura uchi* são classificadas como madeiras de pouca utilização e de qualidade razoável.

Produção de lenha

Das 13 espécies consideradas, em 1986, seis foram relacionadas para a produção de lenha. As espécies mais utilizadas e de melhor qualidade foram *Vismia* sp. e *Byrsonima* sp. *Inga* sp. e *Bocageopsis multiflora* são consideradas espécies com madeiras de utilização elevada e de boa a excelente qualidade. *Hymenaea* sp. é classificada como de excelente qualidade e de grande utilização, apesar de ser citada apenas uma vez. Já a *Myrcia* sp. é relacionada quatro vezes, porém, é vista como espécie de qualidade razoável e de pouca utilização.

Em 2000 foram relacionadas 18 espécies que estavam sendo comercializadas para a obtenção de lenha. Dentre elas, as de maior utilização e melhor qualidade foram *Inga* sp., *Vismia* sp. e *Myrcia* sp. A madeira de *Tapirira guianensis* é muito utilizada por alguns produtores locais, porém, outros a consideram como de pouca utilização. Quanto à qualidade, é tida como razoável.

Casearia arborea, *Byrsonima* sp., *Rinorea macrocarpa*, *Phyllanthus nobilis* e *Crotum cajuçara* são classificadas como madeiras de utilização razoável e de boa qualidade. A espécie *Piptadenia suaveolens* é citada por apenas um produtor, que a utiliza muito e a considera de boa qualidade.

Hymenolobium excelsum e *Casearia javitensis* apresentam-se como espécies de utilização razoável, porém, de boa a excelente qualidade, apesar de serem citadas poucas vezes. A madeira de *Miconia myriantha* está relacionada como de pouca a razoável utilização e de qualidade boa a razoável.

Sloanea guianensis é classificada como madeira de boa qualidade e *Aniba burchellii* como de qualidade razoável. *Sclerobium chrysophyllum*, *Swartzia* sp. e *Sclerobium guianensis* estão entre as espécies pouco utilizadas e de qualidade razoável.

4. Conclusões

As madeiras das espécies *Vismia* sp., *Myrcia* sp., *Tapirira guianensis*, *Hymenolobium excelsum*, *Sclerobium guianensis* e *Inga* sp. foram consideradas pelos produtores como de boa a excelente qualidade para lenha e carvão, portanto de valor comercial, indicando a necessidade de incluir essas espécies em programa de manejo silvicultural na floresta secundária, para que suas participações, na estrutura da floresta, não sofram grandes alterações, que venham a comprometer o equilíbrio do ecossistema.

5. Referências bibliográficas

- Carvalho, J. O. P., Silva, J. N. M., Lopes, J. C. A., Montagner, L. H., Carvalho, M. S. P. Composição florística de uma mata secundária no planalto de Belterra no Pará. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1. 1984, Belém. Anais... Belém: EMBRAPA-CPATU. 1986a. v.2, p.197-205. (Documentos, 36).
- Carvalho, J. O. P., Araujo, S. M., Carvalho, M. S. P. Estrutura horizontal de uma floresta secundária no planalto do Tapajós em Belterra, Pará. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1. 1984, Belém. Anais... Belém: EMBRAPA-CPATU. 1986b. v.2, p.207-215. (Documentos, 36).
- Oliveira, L. C. de, Silva, J. N. M. Dinâmica de uma floresta secundária no planalto de Belterra, Santarém - Pará. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuição do projeto Embrapa/DFID, 1999. Belém. Resumos Expandidos. Belém: Embrapa - CPATU, 1999. P. 156 - 160 (Embrapa - CPATU. Documentos, 123).
- Rodrigues, H. da S., Jesus, E. S., Chagas, F. A., Pimentel, H. L. S. Ex-companhia Ford Industrial do Brasil - Estabelecimento Rural do Tapajós - Belterra - Fordlândia. In: Informe do I Encontro de Engenheiros Agrônomos do Pará. Belém, 1976. I Encontro de Engenheiros Agrônomos do Pará. Belém: AEAPA, 1977. P. 97 - 117.

A contribuição de imagens de radar (banda P) em estudos florestais

Luciana Spinelli Araujo, João Roberto dos Santos, Luciano Vieira Dutra, Corina da Costa Freitas

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil
lucian@ltd.inpe.br

1. Introdução

As florestas tropicais vêm sendo alvo de interesse da comunidade científica mundial, principalmente pelo fato marcante da redução na extensão de suas áreas, ocasionando uma efetiva perda de biodiversidade e também implicações no ciclo de carbono global. Dados recentes demonstram que a conversão da floresta Amazônica em áreas agrícolas e de pecuária vem aumentando, numa taxa média de desmatamento estimada em 25.476 km²/ano (período 2001-2002), em nível 40% superior ao último levantamento (INPE, 2003). A extensa área da Amazônia brasileira e a diversidade de regiões fitoecológicas contribuem para a escassa base de dados sobre a região, cujo monitoramento vem sendo realizado com o suporte de imagens de satélite (faixa óptica). A geração dessa base de conhecimento a partir dessas imagens tem sido complementada com o emprego de imagens de radar, cujo desenvolvimento metodológico no tratamento desses dados vem sendo paulatinamente adequado às condições de respostas dessa vasta superfície florestal amazônica. Dentro desse contexto, foi realizado um experimento aerotransportado na região do Tapajós, Estado do Pará, para aquisição de imagens de radar na banda P. No presente trabalho pretende-se discorrer sobre a capacidade desse produto-sensor para a caracterização de áreas de floresta primária e secundária, inclusive como forma de mapeamento e de avaliação quantitativa da estrutura florestal, conforme ilustrado em uma série de trabalhos que vêm sendo desenvolvidos na Divisão de Sensoriamento Remoto (DSR) e na Divisão de Processamento de Imagens (DPI) desse INPE.

2. Material e Métodos

A missão com radar foi realizada utilizando um sistema aerotransportado AeS-1, numa cooperação técnico-científica entre a *AeroSensing Radar Systeme GmbH Company* Alemanha, a Diretoria do Serviço Geográfico do Exército e o INPE, obtendo imagens interferométricas em banda X ($\lambda = 3$ cm) e polarimétrica em banda P ($\lambda = 72$ cm, polarizações HH, HV e VV, com resolução no terreno de 1,5 m e azimutal de 0,7m.), sendo essa alvo do presente trabalho. A área imageada localiza-se na região do Tapajós (PA), de coordenadas W 54° 53' to 55° 06' e S 3° 03' to 3° 12', em trecho da BR-167 Cuiabá-Santarém, caracterizada pela ocorrência de floresta primária densa e aberta e áreas de vegetação secundária em diferentes estádios de regeneração. Agricultura de subsistência, pastagem e áreas sob exploração de madeira fazem parte também da temática da área de estudo.

Simultaneamente a missão de radar, um trabalho de inventário florestal foi realizado em áreas representativas de classes de floresta primária e de sucessão secundária. A coleta de dados incluiu medidas de altura (H) e diâmetro a altura do peito (DAP), contando com o posicionamento na parcela e identificação botânica de todas as árvores com DAP > 5cm. Tais medidas foram realizadas em vários transectos de 2.500 e 1.000 m² para floresta primária e sucessão secundária, respectivamente. Na representação dos diferentes estádios de desenvolvimento da sucessão secundária, foram definidos os níveis inicial, intermediário e avançado, considerando a idade da regeneração abaixo de 5 anos, de 5 a 15 anos e acima de 15 anos, respectivamente.

As imagens de banda P foram corrigidas do ponto de vista geométrico e radiométrico (Santos et al., 2003) e a partir desse pré-processamento, foi plotada a localização dos pontos inventariados no trabalho de campo (posicionados com GPS),

para a extração dos valores de retroespalhamento (*backscatter*), para posterior análise desses valores obtidos das imagens polarimétricas e os respectivos parâmetros derivados da etapa de campo (biomassa, área basal). As observações de campo também foram utilizadas como amostras de treinamento para a geração de uma imagem classificada a partir de dados polarimétricos, empregando técnica contextual através do algoritmo ICM (*Iterated Conditional Mode*), conforme descrita em Freitas et al. (2003).

3. Resultados

Durante o trabalho de campo foram inventariados 45 pontos amostrais, sendo 12 de floresta primária e 33 de sucessão secundária em seus diferentes estádios de desenvolvimento. Nessa etapa, foram medidas aproximadamente 7.000 árvores para análise das características estruturais da cobertura florestal. Os valores médios de DAP e H nas áreas de floresta primária são de 13,5 cm e 12 m, respectivamente. Nas áreas de sucessão secundária inicial e intermediária esses valores médios são de 5,9 e 7,8 cm de DAP e de 6 e 8 m de H, respectivamente. Nas áreas de sucessão secundária avançada esses valores aproximam-se dos de floresta primária, sendo de 10,9 cm de DAP e 11 m de H. Essas variações nas áreas de sucessão, além de estarem relacionadas aos vários estádios de desenvolvimento, refletem características da área, como o tipo e intensidade de uso anterior do local, o grau de compactação do solo e a própria capacidade regenerativa das espécies pioneiras. A partir desses dados de DAP e H, foram estimados valores de biomassa e área basal para cada área inventariada. Em termos de biomassa, os valores médios são de 243 ton/ha para floresta primária, 83, 33 e 20 ton/ha para as sucessões secundárias avançada, intermediária e inicial, respectivamente. No caso da área basal, os valores médios encontrados foram de 22, 17, 8 e 5 m²/ha na mesma sequência de temas. Em termos florísticos, ocorre também uma diferenciação entre as fisionomias, analisada em função do índice de diversidade de Shannon (Kent e Cooler, 1994), sendo: 3,6 para floresta primária; 3,3 para sucessão secundária avançada; 2,41 para sucessão intermediária e 2,0 para o estádio inicial. Em contrapartida, a frequência de árvores/ha é decrescente no sentido da sucessão inicial (1600 árv/ha) para a floresta primária (900 árv/ha). No levantamento amostral em áreas de sucessão secundária inicial verificou-se a predominância das espécies *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. (Guttiferae) e *Cecropia leucocoma* Miquel. (Moraceae), enquanto nas áreas de floresta primária, de maior diversidade florística, as espécies mais encontradas referem-se às famílias Meliaceae, Bignoniaceae, Moraceae, Violaceae, Sapotaceae, Leguminosae, Lecythidaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Burseraceae, Annonaceae, Myristicaceae e Euphorbiaceae.

Essas características estruturais e florísticas refletem-se nos valores de *backscatter* (polarização HH) das áreas amostradas, possibilitando a caracterização das áreas em termos de resposta do radar. As áreas de floresta primária possuem valores de *backscatter* em torno de -4,9 dB. Para as áreas de sucessão secundária esses valores médios são de -7,2 dB, -6,7 dB e -6,6 dB para os estádios inicial, intermediário e avançado, respectivamente.

Santos et al. (2002) analisou algumas equações alométricas para estimativa de biomassa, relacionando esses resultados aos valores de *backscatter* (polarização HH) das áreas amostradas. As melhores relações encontradas foram entre os dados de polarização HH e as biomassas estimadas pelas equações de Chambers et al. (2001) e de Uhl et al. (1988), para floresta primária e sucessão secundária, respectivamente. Nesse trabalho ficou claro a possibilidade de discriminação das áreas de floresta primária e sucessão secundária em termos de *backscatter*, havendo um coeficiente de determinação (R²) de 0,52 entre essas variáveis, porém, ainda há dificuldades na discriminação dos diferentes estádios de desenvolvimento da regeneração. A integração de dados de campo e de radar permitiram a geração de um mapa contendo a espacialização da biomassa na área de estudo, através da equação de regressão de

melhor ajuste entre as variáveis. Analisando a relação de backscatter e de área basal da tipologia florestal dessa mesma área de estudo, Araujo et al. (2003) encontraram valores muito baixos de coeficientes de determinação da regressão, independente dos dados polarimétricos utilizados.

Considerando haver uma diferenciação entre as tipologias primárias e secundárias, e que tais variações podem influenciar de certa maneira a resposta do radar, Freitas et al. (2003) desenvolveram procedimentos de tratamento para essas imagens de banda P utilizando técnicas de classificação contextual ICM, tendo como melhor resultado (coeficiente *Kappa* de 76,81%) a discriminação temática de 4 classes de cobertura da terra que incluem: a) floresta primária e sucessão secundária avançada, b) sucessão secundária em estádios intermediário e inicial, c) áreas de agricultura e pecuária, d) área alagada.

Outra abordagem que vem sendo desenvolvida está referenciada em Mura et al. (2001) e Dutra et al. (2002), onde dados de altura do dossel florestal são utilizados como estimadores da diferença de tipologia florestal, a partir da integração dos interferogramas das bandas X e P, através da geração de um modelo digital, com resolução espacial de 2,5 m. O modelo gerado exclusivamente pela banda X, designado de Modelo Digital de Superfície (DSM), reflete as condições de altitude do dossel da cobertura florestal em estudo, enquanto aquele da banda P (DEM - Modelo Digital do Terreno) está associado com o "piso" da floresta, pela capacidade desse comprimento de onda penetrar toda a estrutura da vegetação. Potencialmente, a diferença entre o DSM e o DEM nos fornece a altura da cobertura florestal, tornando possível um discriminação temática, onde características da homogeneidade ou não do dossel de áreas de floresta primária e secundária estão contextualmente representadas nas imagens de radar. Em complementação às metodologias de análises para esses dados de radar aerotransportado, Neeff et al. (2003) discutem a possibilidade de incrementar as estimativas de biomassa com base em valores *backscatter* aliados a informações geradas pelo DEM.

4. Conclusão

Todo o desenvolvimento de pesquisas e aplicações acima citado evidencia a capacidade dos dados de radar em banda P (acrescido com informações derivadas de banda X) em estudos florestais, possibilitando, inclusive, algumas análises estruturais da vegetação. Mapas temáticos gerados a partir de classificações digitais dessas imagens de radar podem, em nível local, subsidiar estudos mais detalhados de inventário e monitoramento da vegetação, seja com fins de controle e fiscalização, ou mesmo de uso sustentável da floresta. Ressalta-se a importância de trabalhos de campo para a correta calibração e análise das informações derivadas do radar de banda P, haja visto a complexidade fisionômico-estrutural da tipologia florestal amazônica, primária ou secundária, com certas condicionantes que podem contribuir em variações na resposta do radar.

5. Referências Bibliográficas

Araujo, L.S.; Santos, J.R.; Freitas, C.C.; Dutra, L.V.; Gama, F.F. Espacialização da área basal de floresta primária e sucessão secundária a partir de imagens-radar em banda P. In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. [CD-ROM]. Belo Horizonte-MG, 05-10/04/03.

Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, v.152, p. 73-84, 2001.

Dutra, L.D.; Elmiro, M.T.; Soares, B.S.; Mura, J.C.; Santos, J.R.; Freitas, C.C.; Araujo, L.S.; Albuquerque, P.C.G.; Vieira, P.R.; Gama, F.F. Assessment of Digital Elevation Models obtained in Brazilian Amazon based on P and X band airborne interferometric data. In: International Geoscience and Remote Sensing Symposium-IGARSS'02. [CD-ROM]. June 24-28, 2002. Toronto, Canadá.

Freitas, C.C.E.; Soler, L.S.; Dutra, L.V.; Santos, J.R.; Araujo, L.S.; Mura, J.C.; Correia, A. H. Land Use and Land Cover Mapping in Brazilian Amazônia Using Polarimetric Airborne P-Band Radar Data. *International Journal of Remote Sensing*. (submetido em 2003).

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Taxas nos períodos 2000-2001 e 2001-2002 para as 50 cenas críticas. <http://www.obt.inpe.br/prodes_2001_2002.htm>. Julho/2003.

Kent, M.; Coker, P. *Vegetation Description and Analysis - A Practical Approach*, 1994, John Wiley & Sons Ltd. London, Great Britain. 363 p.

Mura, J.C.; Bins, L.S.; Gama, F.F.; Freitas, C.C.; Santos, J.R.; Dutra, L.V. (2001). Identification of the tropical forest in Brazilian Amazon based on the DEM difference from P and X bands interferometric data. In: International Geoscience and Remote Sensing Symposium. - IGARSS'01. Sydney, Austrália. July 9-13th, 2001. [CDROM].

Neeff, Till; Dutra, L.V.; Santos, J.R.; Freitas, C.C.; Araujo, L.S. Tropical Forest Biomass Measurement by Backscatter and DEM Information as Derived from Airborne SAR. International Geoscience and Remote Sensing Symposium - IGARSS'03. Toulouse, France. Jun., 21-25th, 2003. [CD-ROM].

Santos, J.R.; Araujo, L.S.; Freitas, C.C.; Soler, L.S.; Gama, F.F.; Dutra, L.D. Analysis of forest biomass variation in the Amazon and its' influence on the response of P-band SAR polarimetric data. In: *9th International Symposium on Remote Sensing - SPIE*. September, 23-27th, 2002. Crete, Greece. Proceedings. (Remote Sensing for Agriculture and Hydrology IV), vol. 4879, p252-259.

Santos, J.R.; Freitas, C.C.; Araujo, L.S.; Dutra, L.D. Mura, J.C.; Gama, F.F.; Soler, L.S.; Sant'Anna, S.J.S. Airborne P-band SAR applied to the above ground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. *Remote Sensing of Environment*. Special Issue of LBA. (in press, 2003).

Uhl, C., Buschbacher, R.; Serrão, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia, I: patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, v.76, p. 663-681, 1988.

Um estudo etnoecológico sobre o uso de recursos vegetais em Juruena MT.

Maciel, M.R.A.^b & Guarim Neto, G.^a

^a Prof. Dr. Universidade Federal de Mato Grosso;^b

(MARCIAMACIEL.TL@BOL.COM.BR) Mestranda PPG-Ecologia e Biodiversidade/UFMT.

1. Introdução

Etnobotânica, é um campo científico que estuda as inter-relações estabelecidas entre o homem e as plantas através do tempo e em diferentes ambiente. O elemento das inter-relações é motivo de estudo da Etnobotânica e está determinado por dois fatores: condições ecológicas (meio) e pela cultura. A Etnobotânica tem função primordial de gerar conhecimentos (Xolocotzi, 1983).

Atualmente o estudo do manejo e tipos de uso dos recursos vegetais, e em especial os relacionados à plantas medicinais, tem merecido atenção especial por parte dos estudiosos que se preocupam com o potencial e riqueza dos recursos vegetais. O conhecimento empírico sobre o tratamento de diferentes males que perturbam o homem é geralmente evidenciado em conversas com pessoas idosas, que por vários motivos carregam consigo tais informações preciosas. O resgate dessas informações se faz necessário, as mesmas servem de subsídios para o conhecimento do potencial da flora nacional (Guarim Neto, 1987).

O avanço da agricultura, em várias regiões do mundo, permite ao homem manejar as condições ambientais, tendo como objetivo a maximização do bom desenvolvimento das plantas, na produção de frutos, grãos, raízes, folhas, óleos, vitaminas, etc. Muitos derivados das plantas com fins medicinais, estéticos e religiosos, são extraídos e processados industrialmente: incensos,

óleos, perfumes, etc

O presente estudo esta sendo realizado no município de Juruena (MT), contemplando a área urbana do município e pontos da área rural. A coleta de dados ocorreu em novembro/dezembro/2002 e maio/ 2003. As principais atividades econômicas do município estão ligadas ao extrativismo vegetal (mogno, cerejeira, angelina, etc) e mineral, pecuária, agricultura de subsistência e cultivo de culturas perenes (cacau, guaraná, seringueira, café, etc. O número de habitante da população esta em torno de 5.464 habitantes conforme censo do IBGE/2000.

2. Objetivos

Os objetivos gerais deste estudo foram:

- Registrar etnoecologicamente a relação do ser humano com recursos vegetais, considerando aspectos culturais, sociais e biológicos; contribuindo assim, para a preservação da diversidade (das etnoespécies) na comunidade de Juruena;

- Registrar as relações entre a comunidade local e os recursos vegetais, observando quais plantas estão à disposição e quais são reconhecidas como recurso;

3. Metodologia

"A abordagem metodológica: o caminho a percorrer"

Para Amorozo (1996), a pesquisa em etnobotânica baseia-se em dois pontos principais; a coleta de plantas e a coleta de informações sobre o uso destas plantas. Coletas de informações etnobotânicas baseia-se em procedimentos de campo comuns na pesquisa antropológica, como a observação participante o uso de formulários e entrevistas (anotadas ou gravadas). Neste estudo foi aplicado a técnica de entrevistas, e estas organizadas de forma semi-estruturadas com questões fechadas e/ou abertas. Anotações complementares ocorreram durante a permanência no local, com conseqüente registro em diário de campo. Outras técnicas também foram utilizadas, como "observação participante", que se dá através do contato direto do pesquisador com o fenômeno observado. Amostras intencionais tratam de um pequeno número de pessoas escolhidas intencionalmente devido à sua função relevante em relação a um determinado tema. No presente estudo o tamanho das amostras foram determinadas in loco, e de forma intencional procurando englobar feirantes, erveiros, artesões, marceneiros, curandeiros, agentes de saúde. O material botânico foi coletado e exsiccatas foram preparadas para identificação, efetuada através da literatura taxonômica e por comparação com as coleções do Herbário Central da Universidade Federal de Mato Grosso com auxílio de especialistas botânicos.

Os dados foram analisados e processados em gabinete, conforme métodos já testados e estabelecidos em Etnoecologia e Etnobotânica.

4. Resultados Parciais

Entrevistou-se um total de 33 informantes, abrangendo a área urbana (18) e o rural (15). Destes 57% são do sexo feminino e 43% do sexo masculino. A faixa etária dos informantes variou entre 23 e 76 anos de idade. Através dos dados processados até o momento, indicadores etnoecológicos foram definidos, como por exemplo as etnocategorias de uso. Foram relatadas 17 etnocategorias citam-se: artesanal, ornamental, cosmético, plantas tóxicas, produtoras de látex, óleo, madeira, etc. O uso medicinal das plantas obteve maior destaque dentre as citações, seguidas pelas plantas utilizadas na alimentação. Vários estudos indicam que o uso medicinal e alimentício das espécies destacando-se dentro das demais categorias, isto é observado por Albuquerque & Andrade, (2002), as principais etnocategorias de uso detectadas em Juruena foram também medicinais e alimentícios. O que sugere que estas principais formas de uso dos recursos vegetais indicam que as necessidades primárias das pessoas são semelhantes.

Neste estudo as principais doenças relatadas, estão relacionadas ao aparelho respiratório, gastro-intestinal e genito-urinário, outros sistemas corporais também foram mencionadas como: sis-

temas sensoriais (ouvido, vistas) e sistema cardiovascular (coração, pressão). Dentre as espécies com fins medicinais citam-se: quebra-pedra (*Phyllanthus orbiculatus*), quina-do-mato (*Strychnos* sp.), ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla*), jatobá (*Hymenaea stigonocarpa*), embaúba (*Cecropia podytachya*).

Para Ming (2002), o aumento do uso de plantas na medicina caseira cresce dia a dia em todo o mundo, e no Brasil isto é também visível. Vários são os motivos que levam as pessoas a utilizarem plantas com fins terapêuticos, podendo ser de ordem médica, social, cultural econômica ou ainda filosófica. Neste estudo constatou-se que o uso medicinal das plantas é marcante, tanto na área urbana quanto na rural, houve diversos relatos de aplicação terapêutica envolvendo plantas, visando cura de vários tipos de doenças: "...Eu tive quatro minino, todos eles eu curei de **bronquite asmática**, tudo com **remédio caseiro**".

Vários são os usos das madeiras locais, como por exemplo na construção de casas, cercados para animais e lenha para queimar. Este potencial madeireiro, é evidenciado nas falas dos informantes: "**Pra madeira tem o cedro, tem paricá, tem pinho cuiabano, ... tem caxeta, a carova é tudo madeira de lâmina...**"

"Pra **cerca** usa o garrote e o pequi, esses são as preferidas.."

Determinadas plantas são ainda utilizadas como "amuletos protetores": arruda (*Ruta graveolens*), guiné (*Petiveria alliacea*), comigo-ninguém-pode (*Dieffenbachia* sp.), manjerona (*Ocimum minimum*), alecrim (*Rosmarinus officinalis*), estas geralmente encontram-se na entrada das casas, visando bloquear a entrada do "mal". Indicando uma importância "cultural mística" das espécies para tais pessoas.

Foram relatadas 17 formas de aplicação medicinal das plantas, a forma de chá, e ao natural, obtiveram as maiores citações. As plantas são ainda utilizadas no preparo de macerados, emplastos, pomadas e garrafadas, que podem ser preparadas com água, vinho ou cachaça .

"...**Esse é hortelã, é pra gripe, pra dor de barriga, pra cólica, pras bichas (vermes), pra hemorróida, faz o chá ou o banho...**"

Até o momento foram, citada pelos informantes 186 espécies e estas estão distribuídas em 78 famílias botânicas. As famílias que apresentaram maior número de citação de uso foram: Lamiaceae, Asteraceae, Liliaceae.

As principais partes das plantas utilizadas para diversos fins, medicinais, alimentícios, madeira, dentre outros, foram: folhas, fruto, tronco, raiz, flor, seiva, sendo que os frutos e o tronco das espécies obtiveram destaque quanto à parte de uso. A atenção dada a forma de uso dos recursos vegetais, pode colaborar no manejo de tais espécies, pois em muitos casos não há necessidade de utilizar a planta inteira, ou partes que possam levar à diminuição ou até mesmo a extinção destes recursos. Isto pode servir como indicador no processo da conservação da flora:

"...A **madeira** do guarantã faz parede de casa"...

"...Quando eu morava na gleba ,eu usava a **casca** do jatobá, eu cozinhava com a **casca** do ipê roxo e tomava. É um santo remédio"...

5. Considerações

As relações etnoecológicas são visíveis em Juruena, isto é demonstrado, através do conhecimento etnobotânico de seus componentes, estes mantêm estreita ligação com plantas nativas e exóticas. O resgate e registro do conhecimento etnobotânico, proporciona elementos fundamentais para a conservação da biodiversidade. Este estudo serve de subsídio para o conhecimento do potencial da flora e formas alternativas de uso e manejo dos fitorecursos, contribuindo assim para a perpetuação dos valores culturais de um povo.

Os resultados, processados até o momento a cerca do uso dos recursos vegetais da região, e sua viabilidade, poderão contribuir certamente no planejamento e norteamento de medidas de conservação e manejo da vegetação local.

A proposta de se realizar estudos etnoecológicos sobre o uso de recursos vegetais, com ênfase na etnobotânica, vêm de encontro

aos anseios da preservação cultural e material não só de uma comunidade, mas de um povo, visando acima de tudo, a conservação do conhecimento, através de registros e resgate de uma cultura. Este estudo encontra-se em fase de desenvolvimento.

6. Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, U. P. & ANDRADE, L. de H. C. Uso de recursos vegetais da caatinga: O caso do agreste do estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil). *Interciência* julho, vol. 27 nº7, 2002

MING, L., C. Coleta de plantas medicinais. *In: Plantas medicinais: Arte e Ciência. Um guia de estudo interdisciplinar.* DI STASI (org.). Editora da Universidade Estadual Paulista. São Paulo, 230p.- 1996.

XOLOCOTZI, E. H., El Concepto de Etnobotânica *In: La Etnobotânica: três puntos de vista y una perspectiva.* Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recurso Bióticos. Xalapa – 1983.

GUARIM NETO, G. Plantas utilizadas na medicina popular do Estado de Mato Grosso, Brasil. MCT/CNPq. 58p., 1987.

Análises preliminares dos efeitos da variação de componentes da estrutura da floresta no uso do habitat e tamanho de grupos do Sauim-de-coleira (*Saguinus bicolor* – Callitrichidae).

Marcelo Derzi Vidal * & Renato Cintra **

* Mestrando em Ecologia (mderzi@inpa.gov.br) ; ** Pesquisador (cintra@inpa.gov.br)

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Departamento de Ecologia. Cx. Postal 478.

Cep. 69011-970. Tel: (92) 643-1831. Manaus-AM.

1. Introdução

O uso do habitat por grupos de primatas pode ser influenciado por uma série de fatores, incluindo o tamanho dos grupos, adaptações na dieta e variações nos componentes da estrutura da floresta (Ferrari, 1988). As variações espaciais na distribuição destes componentes devem estimular diferentes maneiras de uso da floresta e certamente produzem mudanças nos padrões de exploração, movimentação e utilização do ambiente. Alguns estudos revelaram que os primatas têm rotas que eles usam repetidamente, e atribui-se sua existência ao conhecimento da distribuição dos recursos no interior de suas áreas de vida (Milton, 1986).

Alguns autores acreditam que o suprimento alimentar seja o principal fator que influencia o uso do habitat pelos animais, estando o tamanho da área de vida relacionado tanto às necessidades energéticas do animal (McNab, 1983) como à capacidade de suporte dos ambientes (Oates, 1987). Fatores como a variação na profundidade do folhicho presente sobre o solo e a presença de troncos mortos em pé ou caídos no chão também podem influenciar na disponibilidade de alimentos de origem animal para os sauíns, já que estes locais são áreas de deslocamento, abrigo e reprodução tanto para insetos quanto para pequenos vertebrados.

Trabalhos analisando a influência dos componentes da estrutura da floresta sobre o uso do habitat e a variação no tamanho de grupos de primatas são escassos na Amazônia, apesar de serem imprescindíveis para subsidiar planos de conservação, manejo e criação de áreas destinadas a reintrodução de grupos ameaçados.

Este estudo pretende descrever pela primeira vez a distribuição em grande escala espacial de grupos do sauím-de-coleira (*Saguinus bicolor*), considerada a mais ameaçada de todas as espécies de sauíns da Amazônia (IBGE, 2001), estando listado no Red Data Book da CITES e classificado pela IUCN como “em perigo” (Rylands *et al.*, 1995) no interior de uma área de floresta de Terra Firme, bem como analisar a influência da variação de componentes da estrutura da floresta na frequência de uso do habitat e na variação no tamanho de grupos destas espécie de primata.

2. Métodos

O estudo está sendo realizado na Reserva Florestal Adolfo Ducke, situada ao norte de Manaus-AM. A Reserva pertence ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e abrange uma área de 10.000 hectares coberta por floresta de Terra firme e que encontra-se em seu limite leste ainda conectada à floresta contínua, mas a expansão urbana da cidade de Manaus nessa área poderá contribuir para o seu completo isolamento, transformando a Reserva em um grande fragmento florestal urbano (Ribeiro *et al.*, 1999).

O relevo da Reserva Ducke é ondulado, apresentando uma variação altitudinal de aproximadamente 100 metros entre os platôs e as áreas mais baixas. Na Reserva ocorrem quatro ambientes de floresta de terra firme – platô, vertente, campinarana e baixio, além da vegetação secundária das bordas e arredores. Nos platôs os solos são argilosos e nas áreas mais baixas os solos são tipicamente arenosos.

Os levantamentos populacionais vêm cobrindo toda a área da Reserva e estão sendo realizados durante dois períodos de cinco dias semanais, alternados com outros dois períodos de cinco dias semanais que são utilizados para medir os componentes da estrutura da floresta. Os levantamentos vêm sendo realizados desde novembro de 2002, em dois períodos diários (06:30 às 11:30 e 13:00 às 16:00) em um sistema de 18 trilhas de 8 quilômetros cada uma, que formam uma grade com 9 trilhas no sentido norte-sul e 9 no sentido leste-oeste. As trilhas estão marcadas com tubos de PVC a intervalos regulares de 100 metros, o que facilita a localização no sistema de grade.

Durante estes intervalos são feitas caminhadas numa velocidade em torno de 1,5 km/h, parando-se a cada 50 metros por cerca de 30 segundos para fazer uma varredura visual e auditiva de 50 metros para cada lado da trilha, maximizando assim a chance de visualização dos sauíns. Nos locais de avistamento foram registradas as seguintes informações: 1) a espécie de macaco; 2) o dia, a hora e a posição do avistamento no sistema de trilhas; 3) o número de indivíduos (tamanho do grupo); e 4) o tipo do ambiente (platô, vertente, baixio). No local de cada avistamento, uma parcela de 50 m x 50 m também foi demarcada para registrar as seguintes variáveis componentes da estrutura da floresta: a profundidade do folhicho (número de camadas de folhas atravessadas pela lâmina de um canivete inserida no chão da floresta), a abundância de árvores (com DAP>10cm), a abertura do dossel (registrada com um esferodensímetro), a abundância de troncos mortos em pé, e a abundância de troncos mortos no chão (registros por observação direta). Baseado em informações disponíveis na literatura sobre o tamanho da área de vida utilizada por indivíduos do gênero *Saguinus* os mesmos componentes da estrutura da floresta foram registrados em parcelas de 50 x 50 m com ausência de macacos que localizavam-se no mínimo a 500 m de distância daquelas onde foram registrados os grupos de sauím-de-coleira.

3. Resultados

Até o momento foram encontrados 43 grupos de sauím-de-coleira no interior da Reserva, sendo que, deste número, 17 grupos foram encontrados em áreas de platô, 16 grupos em área de vertente, e 10 grupos foram registrados em áreas de baixio. O tamanho de grupos (número de indivíduos) de sauím-de-coleira variou de 2 a 11 indivíduos (média = 4,7 indivíduos). Foram observadas ainda associações entre indivíduos de sauím-de-coleira com outros primatas presentes na área, como por exemplo, com *Pithecia pithecia* (Parauacu) e com *Alouatta seniculus* (Guariba).

Os componentes de estrutura da floresta ainda não foram registrados para todas as parcelas onde os macacos foram avistados, portanto, as análises são preliminares e foram realizadas somente para 40 grupos. Para ter suficientes graus de liberdade nas análises usamos somente duas ou três variáveis independentes (componentes de estrutura da floresta) de cada vez por modelo. Somente as variáveis não significativamente correlacionadas entre si (avaliadas com modelos de correlação múltipla) foram usadas nas análises estatísticas.

Para os grupos de sauím-de-coleira, os resultados das análises preliminares usando modelos de regressão logística múltipla mostram uma relação inversa e significativa entre a frequência de uso do habitat e a abundância de troncos mortos no chão ($N=80$; $T=-3.098$; $P=0.002$), bem como entre a frequência de uso do habitat e a profundidade do folhíço ($N=80$; $T=-2.599$; $P=0.009$), sugerindo que os grupos de sauím-de-coleira tendem a utilizar com mais frequência as áreas com menor abundância de troncos mortos no chão e com menor profundidade do folhíço. Já os resultados das análises utilizando modelos de regressão linear múltipla mostram que também houve uma relação inversa e significativa entre a variação no tamanho de grupos de sauím-de-coleira e a abundância de troncos mortos no chão ($N=80$; $R^2=0.402$; $T=-2.573$; $P=0.012$), bem como entre a variação no tamanho de grupos e a profundidade do folhíço ($N=80$; $R^2=0.495$; $T=-4.359$; $P=0.000$), indicando que, a medida que aumenta o número de indivíduos em grupos de sauím-de-coleira, eles tendem a usar com mais frequência áreas com menor abundância de troncos mortos no chão e com menor profundidade do folhíço.

4. Conclusão

Os resultados dos grupos encontrados em cada ambiente (platô, vertente e baixio) na Reserva por indivíduos de sauím-de-coleira mostram uma maior frequência de encontros em áreas de platô e vertente, porém, estes resultados podem ainda não representar verdadeiramente os ambientes mais utilizados pela espécie analisada, resultados definitivos só serão encontrados quando for feita a proporção de cada um dos tipos de ambientes encontrados na reserva. Em relação à tamanho de grupos, a média dos resultados encontrados para foi similar à encontrada em outros estudos disponíveis na literatura (Tavares, 1999; Pontes, 1999).

Os resultados referentes aos efeitos da variação nos componentes da estrutura da floresta no uso do habitat e tamanho de grupos de sauím-de-coleira mostram que, a medida que aumenta o número de indivíduos nos grupos eles tendem a usar com mais frequência e com um maior número de indivíduos as áreas com uma menor abundância de troncos mortos no chão e menor profundidade do folhíço na floresta. Provavelmente porque alguns invertebrados terrestres (aranhas, grilos, gafanhotos e baratas) e pequenos vertebrados (sapos e lagartos) constantes em sua dieta, devam ser mais prontamente localizados e apreendidos nestes locais; além do quê, a visualização de potenciais predadores terrestres, como cobras e felinos, também seja facilitada.

5. Referências bibliográficas

Ferrari, S.F. 1988. The behaviour and ecology of the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). Ph.D. Thesis, University College, London.

IBGE. 2001. Fauna ameaçada de extinção. Centro de Documentação e Disseminação de Informações. Rio de Janeiro.

McNab, B.K. 1983. Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist* 97: 894:133-140.

Milton, K. 1986. Digestive physiology of primates. *NIPS* 1: 76-79.

Oates, J.F.; G.H. Whitesides; A.G. Davies; P.G. Waterman; S.M. Green; G.L. DaSilva and S. Mole. 1990. Determinants of variation in tropical forest primate biomass: new evidence from West África. *Ecology* 71 (1): 328-343.

Pontes, A. R.M. 1999. Environmental determinants of primate abundance in Maracá Islnd, Roraima, Brazilian Amazonia. In: *J. Zool.*, London. 247: 189-199

Ribeiro, J.E.; M.J.G. Hopkins; A. Vicentini; C.A. Sothers; M.A.S. Costa; J.M. Brito; M.A.D. Souza; L.H.P. Martins; L.G. Lohmann; P.A. Assunção; E.C. Pereira; C.F. Silva; M.R. Mesquita & L.C. Procópio. 1999. Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Manaus-INPA.

Rylands, A.B.; R.A. Mittermeier and E.R. Luna, 1995. A Species List for the New World Primates (Platyrrhini): Distribution by Country, Endemism, and Conservation Status According to the Mace-Land System. In: *Neotropical Primates* Vol. 3, Supplement.

Tavares, L.I. 1999. Estratégias de forrageio de um grupo silvestre de sauí- Branco (*Callithrix argentata* Linnaeus, 1771) na estação científica Ferreira Penna – MPGE/CNPq. Melgaço, Pará – Brasil. Dissertação de Mestrado. Departamento de Psicologia Experimental da Universidade Federal do Pará.

(Queremos expressar nossos agradecimentos ao Fundo Mundial para a Natureza (WWF), ao Programa Natureza e Sociedade do Instituto Internacional de Educação no Brasil (IIEB) e ao CNPq (PNOPg) pelo apoio financeiro, à Coordenação de Pesquisas em Ecologia do INPA pelo apoio logístico, à Dra. Tânia Sanaïotti e ao técnico José Ribeiro, ao professor e amigo Marcelo Gordo e aos assistentes de campo José Jerônimo, Lucas Mergulhão, Marlisson Barroso e João Rocha pelo auxílio na coleta de dados).

Fenologia, polinização e biologia reprodutiva de *Vouacapoua americana* Aubl. Leguminosae (acapu)

Márcia Motta Maués^{ab}; Luiz Fernando C. dos Santos^a Pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília; ^bEmbrapa Amazônia Oriental; ^cPós-graduação em Agronomia/Biologia tropical Vegetal – Universidade Federal Rural da Amazônia

1. Introdução

Interações entre polinizadores e flores resultam de um processo complexo, no qual características florais, como a antese, cor, forma, tamanho, recursos ofertados, entre outras, devem funcionar em perfeita harmonia e sincronismo para garantir o sucesso reprodutivo. Nas regiões tropicais, existe uma grande variedade de síndromes de polinização, associadas à diversidade das flores (Endress, 1994).

Vouacapoua americana Aubl. Leguminosae-Caesalpinioideae, o acapu, é uma espécie climax tolerante à sombra, que se instala como secundária tardia no processo de sucessão, atingindo o dossel quando adulta. É encontrada em quase toda a região amazônica. No Brasil, ocorre no Pará, Amapá e Maranhão (Loureiro *et al.*, 1979). É uma importante madeira de lei no mercado interno e externo (Aragão & Almeida, 1997; Forget *et al.*, 1999), recomendada em programas de enriquecimento de florestas exploradas (Poels *et al.*, 1998). Apresenta distribuição espacial agregada (Aragão & Almeida, 1997). A frutificação é plurianual – “*mast-fruiting*” – com ciclos de dois a três anos (Sabatier, 1985; Forget, 1997). Os frutos são secos e deiscentes, com uma única semente. A dispersão é feita por pequenos roedores, geralmente a curta distância. As sementes enterradas em solos com boa drenagem ou em clareiras, têm maior chance de sobrevivência do que as que ficam na superfície do solo ou sob a copa da árvore mãe (Forget, 1994; Forget *et al.*, 1999). Na região de Belém (PA), *V. americana* floresce entre os meses de janeiro e fevereiro, e frutifica de abril a maio, sendo polinizado por insetos generalistas (Maués *et al.*, 1999).

A complexidade dos processos reprodutivos de espécies arbóreas da floresta Amazônica é um campo que tem sido pouco explorado, por causa das dificuldades para se alcançar o dossel e o acesso aos locais de estudo (Prance, 1985). Devido às características reprodutivas e padrões demográficos, as árvores tropicais são mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação (Cascante *et al.*, 2002), por isso o conhecimento dos processos reprodutivos de espécies sob pressão exploratória, como *V. americana*, é fundamental. Este trabalho teve por objetivo caracterizar os mecanismos de polinização, sistema reprodutivo e fenologia do acapu em condições de plantio e área de ocorrência natural, visando gerar informações que contribuam para o entendimento da ecologia de comunidades florestais e auxiliar nas tomadas de decisão do manejo florestal.

2. Material e Métodos

Os estudos foram realizados nos anos de 1998 a 2002 nos municípios de Belém e Moju, Estado do Pará. Em Belém a área estudada consta de um plantio com cerca de 45 anos de idade, situado na área experimental da Embrapa Amazônia Oriental (01°24'36" / 01°25'41"S e 48°24'11" / 48°27'17"W). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Af, caracterizado por temperatura média anual de 25,9 °C, umidade relativa do ar média de 84% e precipitação pluviométrica média de 2.900mm/ano.

Em Moju, os estudos foram desenvolvidos em um fragmento de floresta tropical úmida com cerca de 1.500 ha, onde se encontra o Campo Experimental da Embrapa Amazônia Oriental do Baixo Tocantins (02°08'14" / 02°12'26"S e 48°47'34" / 48°48'14"W). O clima é do tipo Am, segundo a classificação de Köppen e a temperatura média anual oscila entre 25 °C e 27 °C. A precipitação pluviométrica anual varia de 2.000 mm a 3.000 mm (Nascimento & Homma, 1984). A vegetação é formada por árvores de grande porte, com altura entre 25 e 35 metros. Nessa floresta, o acapu é uma das espécies dominantes, destacando-se pela abundância e frequência, importante na estrutura da floresta e em volume disponível para exploração comercial. Em conjunto com outras três espécies nativas, representou 29% do volume comercial de espécies de tamanho intermediário na população (Costa *et al.*, 1999).

A fenologia reprodutiva foi investigada em 10 árvores de *V. americana* na área plantada. De janeiro de 1998 a julho de 2001, foram feitas observações quinzenais sobre a ocorrência dos eventos de floração, frutificação e mudança foliar. Os resultados foram correlacionados a registros meteorológicos feitos na Estação Meteorológica da Embrapa Amazônia Oriental.

Para alcançar a copa das árvores, foram utilizadas escadas e torres de ferro galvanizado desmontáveis, atingindo até 30 metros de altura. Foram estudados aspectos da biologia floral (morfologia/estrutura da flor, antese, recursos e atrativos florais, presença de osmóforos, receptividade do estigma e viabilidade do pólen), seguindo metodologia de Dafni (1992); Kearns & Inouye (1993) e Dafni & Maués (1998). O sistema reprodutivo foi determinado através de testes de polinização controlada, em dois indivíduos situados na área de floresta, através dos seguintes experimentos: a) autopolinização induzida (n=497); b) autopolinização espontânea (n=1.996); c) polinização cruzada ou xenogamia (n=538); d) geitonogamia (321) e e) apomixia (n=229). Foram marcadas 1.896 flores nas duas árvores para o controle do experimento (polinização natural). As flores usadas nos testes reprodutivos foram ensacadas para prevenir contaminação com pólen indesejável. Calculou-se o índice de auto-incompatibilidade (ISI) *sensu* Bullock (1985).

Observações diretas sobre o comportamento dos visitantes nas flores foram acompanhadas da coleta de espécimes para identificação e registro fotográfico, nas duas áreas de estudo. Foi observado o local de contato do visitante com as partes florais, bem como a movimentação destes entre as flores. Estes estudos foram feitos desde a abertura das flores (6:00 h) até o final da movimentação e visita de insetos (18:00 h), nos meses de maior intensidade de florescimento (janeiro e fevereiro de 1998, 2000 e 2001) totalizando, aproximadamente, 45 horas de observação.

3. Resultados e discussão

Na região de Belém, *Vouacapoua americana* floresceu com maior intensidade no início da estação chuvosa, nos meses de janeiro e fevereiro, nos anos de 1998 e 2000, registrando-se ausência de floração nos anos de 1999. Estudos realizados com essa espécie na Guiana Francesa (Loubry, 1994; Forget, 1997) e no Estado do Pará (Souza *et al.*, 2000) também mostraram florescimento na estação chuvosa. Nesse período, poucas espécies tropicais florescem (Alencar *et al.* 1979), tornando a florada desta árvore muito atrativa a diversos grupos de insetos. Em 2001, observou-se uma discreta floração em apenas uma árvore, no mês de janeiro e fevereiro. Essa tendência também foi observada nos anos anteriores

(1998 e 2000). A frutificação ocorreu nos meses de fevereiro a junho (desenvolvimento dos frutos até a maturação e disseminação de sementes). *V. americana* é uma planta perenifólia, porém observou-se a mudança de folhas nos meses de menor precipitação pluvial (agosto a novembro). A periodicidade biennial das fenofases reprodutivas foi reportada por Loubry (1994) e Forget (1997) para *V. americana* e Alencar *et al.* (1979) para *V. pallidior*.

As inflorescências apresentaram flores hermafroditas, pentâmeras, actinomorfas, pedunculadas, diplostêmones, do tipo taça, medindo 9,8 mm em média; cálice dialissépalo, ferrugíneo e pubescente; corola dialipétala, amarelo-ouro e pubescente; androceu com dez estames férteis, livres, exertos, didínamos, anteras dorsifixas rimosas; gineceu unicarpelar, unilocular, ovário súpero, estigma com depressão apical, circundada por papilas clavadas. A razão pólen/óvulo foi de 93.361,1±33.718,3 (n=36).

As flores são protogínicas, com antese matutina (6:00h), porém a deiscência da antera ocorreu cerca de três horas depois, entre as 9:30 h e 11:30 h. Ao final da tarde, as flores abertas se fecharam parcialmente, e permaneceram por até três dias na panícula, mudando de coloração amarela para marrom gradativamente. A abscisão ocorreu no terceiro ou quarto dia. Os recursos florais são o pólen e o néctar. A atratividade pode estar associada à cor do cálice e ao aroma forte e adocicado, bastante conspícuo ao olfato humano. Foram encontrados osmóforos nas pétalas e no estilete. O pólen foi liberado em dois momentos, primeiro no círculo externo de anteras e após cerca de 30 a 60 minutos, no círculo interno. O período de maior viabilidade do pólen ocorreu entre as 10:00h e 16:00h, com taxa de 90,4%±8,3 (n=16). A receptividade do estigma concentrou-se no círculo de papilas, ocorrendo desde a antese até 48 horas depois.

Os testes sobre o sistema reprodutivo evidenciaram a auto-incompatibilidade de *V. americana*. Nos testes de polinização cruzada houve 1,86% de formação de frutos. Verificou-se um discreto percentual de autofecundação (0,2%), com ISI de 0,10 e o controle mostrou 0,05% de frutificação, com frutos normais.

Foi encontrada uma grande variedade de insetos nas flores de *V. americana*, provavelmente em função da abundante oferta de pólen e néctar aliada à facilidade na coleta desses recursos. Os principais visitantes foram abelhas de pequeno porte, destacando-se *Apis mellifera*, *Aparatrigona impunctata*, *Duckeola ghiliani*, *Friesomelita* sp., *Melipona puncticollis*, *M. rufiventris falcovineata*, *Paratrigona* sp., *Partamona* sp., *Plebeia minima*, *Tetragonisca angustula*, *Trigona branneri*, *Trigona fulviventris*, *Trigona pallens*, *Trigonisca* sp. e *Euglossa piliventris*, além das moscas *Ornidia obesa*, *Eristalis* sp. e *Lucilia eximia*. Outros visitantes menos frequentes foram besouros (Chrysomelidae e Curculionidae), vespas (*Synocca* e *Polybia*) e mariposas (Lycaenidae e Amatidae). Os meliponíneos e sirfídeos apresentaram comportamento de coleta de recursos florais semelhantes, algumas vezes priorizando a coleta de pólen e outras a coleta de néctar.

A síndrome de polinização de *V. americana* foi considerada entomófila, *sensu* Faegri & Van der Pijl (1979), mas não foi identificado um grupo predominante entre as moscas e abelhas, sendo mais adequada a classificação proposta por Oliveira & Gibbs (2000), que reuniram esses polinizadores em três grupos, em função do tamanho corporal. Assim, os polinizadores de *V. americana* representariam o sistema de polinização por insetos pequenos (5-12 mm).

4. Conclusão

V. americana é uma espécie auto-incompatível com florescimento supra-anual. As flores são inseto-generalistas, com maior ocorrência de abelhas e moscas, caracterizando um sistema de polinização por insetos pequenos.

5. Bibliografia

Alencar, J. C.; Almeida, R. A. & Fernandes, N. P. 1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 9(1):163-198.

- Aragão, I. L. & Almeida, S. S. 1997. Estrutura ecológica comparada de populações de acapu (*Vouacapoua americana* Aubl., Caesalpiniaceae) em duas florestas de terra firme na Amazônia Oriental. In: Lisboa, P. L. B. org. Caxiuana. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, p:237-286.
- Cascante, A.; Quesada, M.; Lobo, J. J. & Fuchs, E. A. 2002. Effects of dry tropical Forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. *Conservation Biology* 16(1):137-147
- Bullock, S. H. 1985. Breeding systems in the flora of a tropical deciduous forest. *Biotropica*. 17:287-301.
- Costa, D. H. M.; Ferreira, C. A. P.; Silva, J. N. M.; Lopes, J. do C. A. & Carvalho, J. O. P. 1999. Potencial madeireiro de floresta densa no município de Moju, Estado do Pará. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém, PA. Resumos Expandidos. Belém: Embrapa-CPATU/DFID, 138-141. (Embrapa-CPATU. Documentos, 123).
- Dafni, A. 1992. *Pollination Ecology: A practical approach*. Oxford: IRL, 250p.
- Dafni, A. & Maués, M. M. 1998. A rapid and simple method to determine stigma receptivity. *Sexual Plant Reproduction*. 11:117-180.
- Endress, P. K. 1994. *Diversity and evolutionary biology of tropical flowers*. Cambridge University Press, Cambridge, 511p.
- Faegri, K. & Van der Pijl, L. 1979. *The Principles of Pollination Ecology*. London, Pergamon Press, 219 p.
- Forget, P. M. 1994. Seed dispersal of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 6(4):459-468.
- Forget, P. M. 1997. Ten-year seedling dynamics in *Vouacapoua americana* in French Guyana: A hypothesis. *Biotropica*, 29(1):124-126.
- Forget, P. M.; Mercier, F. & Collinet, F. 1999. Spatial patterns of two rodent-dispersed rain forest trees *Carapa procera* (Meliaceae) and *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae) at Paracou, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15(3):301-313.
- Kearns, C. A. & Inouye, D. W. 1993. *Techniques for pollination biologists*. University Press of Colorado. 583p.
- Loureiro, A. A.; Silva, M. F. & Alencar, J. da C. 1979. *Essências madeiras da Amazônia*. Volume I. Manaus, Amazonas, INPA. 187p.
- Loubry, D. 1994. *Déterminisme du comportement phénologique des arbres en forêt tropicale humide de Guyane française (5° lat. N)*. These de Doctorat. Université Paris 6. Paris, 394p.
- Maués, M. M.; Santos, L. F. C.; MacQueen, D. & Martins-da-Silva, R. C. V. *Biologia da polinização de uma essência florestal amazônica, o acapu (Vouacapoua americana Aubl. Leguminosae)*. 1999. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém, PA. Resumos Expandidos. Belém: Embrapa-CPATU/DFID, 15-19. (Embrapa-CPATU. Documentos, 123).
- Nascimento, C. N. B & Homma, A. K. O. *Amazônia: meio ambiente e tecnologia agrícola*. Belém, Embrapa-CPATU, 1984. (Embrapa-CPATU. Documentos, 27). 282 p.
- Poels, R.L.H., N.R. de Graaf & J. Wirjosentono, 1998. Growth and mortality of trees after various experimental silvicultural treatments for natural regeneration in Suriname. Hinkeloord Report No 25, Sub-department of Forestry, Agricultural University Wageningen.
- Oliveira, P. E. & Gibbs, P. 2000. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195:311-329.
- Prance, G. T. 1985. The pollination of Amazonian plants. *In*: Prance, G. T. & Lovejoy, T. E (eds). *Key Environments: Amazonia*, 166-191. New York, Pergamon Press.
- Sabatier, D. Saisonnalité et déterminisme du pic de fructification en forêt guyanaise. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 40:289-320.
- Souza, L. A. G. de; Dantas, A. R.; Matos, R. B.; Silva, M. F.; Sampaio, P. de T. B. 2000. Período de frutificação e viabilidade das sementes do "acapu" (*Vouacapoua americana* Aubl. Leg. Caesalp.) da região do Médio rio Tocantins, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Botânica*, 6(1)3-21.

Efeito do gradiente entre paisagens sobre as comunidades de aves na área da fazenda vitória, município de paragominas, Pará, Brasil.

Marcos Pêrsio Dantas Santos

Pós-Graduação – Museu Paraense Emílio Goeldi. Tv. Tiradentes, 650/1701, Reduto, 66053-330. Belém-PA. persio@museu-goeldi.br

1. Introdução

A floresta tropical amazônica constitui o maior trecho de floresta tropical não perturbada do mundo. Por outro lado, a eliminação de florestas cresceu exponencialmente durante as décadas de 70 e 80 (Fearnside, 1987). O desmatamento nos Trópicos resulta em amplas áreas de floresta primária sendo transformadas em mosaicos de pastagens e fragmentos florestais com sérias conseqüências para a biodiversidade (Bierregaard *et al.*, 1992). Desta forma a heterogeneidade da paisagem gerada, interfere em ciclos ecológicos e na dinâmica da biota local como um todo.

A estrutura da paisagem está diretamente relacionada com a dinâmica das comunidades, podendo alterar riscos de extinção e as possibilidades de deslocamento de populações pela paisagens (Rolstad, 1991). Por outro lado, sabe-se que as aves possuem especializações únicas e aparentemente respondem, de forma diferente dos outros grupos de animais vertebrados, às mudanças na composição e estrutura do habitat (MacArthur *et al.*, 1966; Wiens & Rotenberry, 1981; Askins *et al.*, 1987). Além disso, sabe-se que toda espécie de ave é restrita, em graus variados, à colonização de habitats que elas não ocupam em seus centros de distribuição, causando assim, em áreas de paisagem complexa, uma maior compartimentação na distribuição da avifauna (Wiens, 1989). Diante dessa perspectiva, tenho como hipótese que a diversidade de aves que se deslocam entre a capoeira antiga e mata primária será maior que a mata primária e pastagem ativa. Como forma de testar esta hipótese central, esse trabalho se propõe a responder as seguintes questões envolvendo o efeito do gradiente em interfaces de mata/pastagem ativa, mata/capoeira antiga e capoeira nova/pastagem ativa, sobre a dinâmica das comunidades de aves amazônicas: (1) Haverá uma substituição de espécies nas comunidades de cada gradiente? (2) A diversidade aumentará proporcionalmente de um gradiente abrupto para um gradiente ameno? (3) Gradientes abruptos (floresta/pastagem) são constituídos por espécies mais generalistas enquanto gradientes amenos (floresta/capoeira antiga) tem uma taxa maior de espécies especialistas?

2. Métodos

Área de Estudo

O local escolhido para a realização deste trabalho compreende parte das terras da Fazenda Vitória (2° 59' S, 47° 31' W), localizada a cerca de 6,5 Km à nordeste da cidade de Paragominas. A região de Paragominas, nordeste do estado do Pará, tem uma história de ocupação da terra ligada a extração de madeira e pecuária (Nepstad *et al.*, 1991). Estima-se que um terço da floresta da região tenham sido convertidas em pastagem, das quais muitas foram abandonadas depois de alguns poucos anos de uso e encontram-se em diferentes estágio de sucessão (Nepstad *et al.*, 1991).

Análise dos Dados

Tipos de gradientes: foram selecionados três tipos de interfaces formando um gradiente vegetacional envolvendo a floresta primária (MT), área de pastagem ativa (PA), capoeira antiga (CA), e

capoeira nova (CN). As interfaces foram escolhidas de modo a estabelecer um gradiente inicial abrupto (MT/PA), passando por um gradiente mais ameno (PA/CN) até atingir um estágio de sucessão próximo ao estado original (MT/CA). Contagem das aves: Durante os dias 22, 23 e 24 de novembro de 2001, foram estabelecidos pontos de contagem de aves situados na linha de interface envolvendo os três tipos de habitat selecionados. Num período de 6:00 às 10:00 foram contados todos os indivíduos deslocando-se entre os habitats através da interface. Classificação ecológica das espécies de aves: Segundo Stotz *et al.* (1996), cada espécie foi classificada como tendo alta (A), média (M) e baixa (B) tolerância a impactos antrópicos.

3. Resultados

Um total de 39 espécies foram registradas na área de estudo. Destas, 14 foram observadas deslocando-se entre Mata primária (MT) e Pastagem ativa (PA), 17 entre mata primária (MT) e capoeira antiga (CA), e 21 entre pastagem ativa (PA) e capoeira nova (CN). De um modo geral, encontrou-se uma alta correlação ($r = 0,917$), entre o aumento da diversidade de espécies com a diminuição do gradiente ($H' = 2,29$, $H' = 2,59$, e $H' = 2,63$, para as interfaces MT/PA, PA/CA e MT/CA respectivamente). Além disso, a composição de espécies de aves é distinta entre os gradientes de sucessão envolvendo pastagens e mata primária ou capoeira nova quando comparados ou gradientes envolvendo mata primária e capoeira antiga. Uma análise do grau de sensibilidade ecológica das espécies registradas nos três gradientes demonstrou que há diferença significativa entre as espécies dos gradientes MT/PA x MT/CA ($c^2 = 4,677$; $gl = 2$; $p < 0,05$), e MT/CA x PA/CN ($c^2 = 10,69$; $gl = 2$; $p < 0,05$), enquanto não há diferença significativa entre os gradientes MT/PA x PA/CN ($c^2 = 1,071$; $gl = 1$; $p > 0,05$). No gradiente entre MT/CA as espécies tem principalmente média sensibilidade a distúrbios antrópicos, enquanto que nos gradientes entre MT/PA e PA/CN as espécies possuem essencialmente baixa sensibilidade a perturbações antrópicas.

4. Conclusão

Os dados indicaram claramente uma composição diferenciada entre esses gradientes. Dois grupos distintos são observados na análise de agrupamento hierárquico, o primeiro formado pela interface envolvendo formação aberta (pastagem ativa), MT/PA e PA/CN. Na outra ramificação do "cluster" está a interface envolvendo formações florestais, MT/CA. Gascon *et al.* (2001) realizando um apanhado das conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia, aponta para o fato de que áreas fragmentadas tendem a manter uma diversidade semelhante a áreas de mata primária contínua, porém divergem com o tempo na composição das espécies. Com relação a segunda pergunta, os dados apoiaram essa questão, há uma forte correlação entre diversidade e equidade entre interfaces de um gradiente. O gradiente envolvendo interface mais amena apresentou uma maior diversidade e homogeneidade na distribuição da abundância das espécies, quando comparado a um gradiente abrupto. Como diversidade está relacionada com complexidade e heterogeneidade do habitat (MacArthur *et al.*, 1966; Karr & Roth, 1971), a interface entre mata primária apresenta-se como ambiente mais estável e complexo que a interface envolvendo pastagem ativa e mata primária. Desta forma, esse padrão reflete o esperado para a comunidades de aves em regiões tropicais (Cody & Diamond, 1978). Por fim, a última questão, de fato a maioria das espécies registradas no gradiente envolvendo mata primária e capoeira antiga apresentam espécies com um grau relativamente mais exigente a condições estáveis no habitat. Por outro lado, a comunidade do gradiente entre mata primária/pastagem e pastagem/capoeira nova são formadas essencialmente por espécies generalistas. Esse é um padrão já registrado para aves, onde áreas de formação vegetal aberta tendem a ter uma comunidade de espécies com maior plasticidade ecológica, enquanto regiões florestais apresentam espécies maior especificidade e requerimentos ecológi-

cos mais refinados (Wiens, 1989; Bierregaard *et al.*, 1992). De uma forma geral, esses resultados vem complementar a primeira questão desse trabalho. Da mesma forma, Silva *et al.* (1996) trabalhando com aves também na Fazenda Vitória apoiam esses dados, contribuindo para a idéia da importância das comunidades de aves envolvidas no processo de sucessão vegetacional em áreas degradadas (Nepstad *et al.*, 1991; McClanahan & Wolfe, 1993).

5. Bibliografia

- Askins, R.A.; Philbrick, M.J. & Sugeno, D.S. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation*. 39:129-152.
- Bierregaard, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V.; Dos Santos, A. A. & Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, 42:859-866.
- Cody, M. L. & Diamond, J. M. 1978. *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge.
- Fearnside, P.M. 1987. Deforestation and international economic development projects in Brazilian Amazon. *Conservation Biology*, 1:214-221.
- Gascon, C.; Laurence, W.F. & Lovejoy, T. E. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia central, pp.112-127. IN: *Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais* (Garay, I & Dias, B. eds.). Editora Vozes, Petrópolis, RJ.
- Karr, J.R. & Roth, R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new areas. *The American Naturalist*. 105(945):423-435.
- MacArthur, R.; Recher, H. & Cody, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist*. 100(913):319-332.
- McClanahan, T.R. & Wolfe, R.W. 1987. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*. 7:279-288.
- Nepstad, D.; Uhl, C. & Serrão, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio*. 20:248-255.
- Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of birds populations: conceptual issues and the evidences. *Biol. J. Linn. Soc.*, 41:149-163.
- Silva, J.M.C.; Uhl, C. & Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology*. 10:491-503.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker II, T.A. & Moskovits, D.K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press. 478p.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J. 1981. Habitat associations and community structure of bird in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*. 51(1):21-41.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press. V 1 e 2.

Aspectos Ecológicos de Macrófitas Aquáticas de lagos de várzea da Amazônia.

Maria Anete Leite Rubim¹; Káren Lorena Lôbo Prado²; Rainerio M. Victor³ & Iomar Azevedo³

¹ Departamento de Ciências Pesqueiras – UFAM – Projeto PIATAM (aneterubim@aol.com). ² INPA/PPG – klorena@bol.com.br projeto PIATAM ³ Curso de Engenharia de Pesca – UFAM – Projeto PIATAM

1.Introdução

As áreas da região amazônica que são inundadas anualmente pela flutuação do nível do rio são definidas como áreas de terras planas sujeitas à inundação pelo transbordamento lateral de águas

de rios ou lagos as quais estão associadas (Junk *et al.* 1989 e Junk & Welcomme (1990). O regime hidrológico dos rios e lagos associados com as áreas inundáveis pode diferir consideravelmente entre anos. Amplitude, duração e frequência das inundações dependem sobretudo do total e distribuição da precipitação, clima, geomorfologia, tamanho do rio e da vegetação, na área de captação Junk & Welcomme (1990). Essas flutuações ocasionam mudanças físicas e químicas às quais a biota reage através de adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas ou etológicas. O termo áreas inundáveis foi reportada por vários autores (Prance, 1980, Junk *et al.* 1989 Sioli, 1994) que classificaram esses ambientes de acordo com os tipos de água que compõem os rios da Amazônia. O termo várzea foi usado para designar as áreas inundáveis pelos rios de água branca. Nos lagos de várzea compreendidos entre os municípios de Coari e Manaus, a comunidade de macrófitas aquáticas sofre influência da oscilação do nível do rio, apresentando diferenças na estrutura da comunidade nos diferentes períodos do ano.

2. Métodos

O trabalho foi realizado em 10 lagos do rio Solimões, compreendidos no trecho entre Coari e Manaus. Os locais amostrados foram os lagos Silva, Lobisomem, Iauara, Baixinha, Samaúma, Preto, Ressaca, Mocotó, Araçá e Mucura, com uma periodicidade bimensal, completando um ciclo hidrológico. No período de águas altas, os lagos estavam conectados ao rio Solimões, e no período de águas baixas, os lagos se encontravam isolados. Em cada lago foram escolhidos entre 4 a 7 locais de coleta, contemplando aqueles com bancos de macrófitas aquáticas mais representativos em abundância e diversidade. Para determinar a abundância e diversidade das espécies de macrófitas aquáticas, foi utilizado um quadrado flutuante (0,5 m x 0,5 m) jogado aleatoriamente nos bancos de macrófitas. As espécies presentes no quadrado foram visualmente classificadas utilizando a escala de abundância de Domin – Kragina (1 = < 20; 2 = 21-40; 3 = 41-60; 4 = 61-80; 5 = 81-100% de cobertura). A análise de frequência foi calculado segundo a fórmula $F_{ai} = \frac{pi}{p} \times 100$, onde p é o número total de quadrados amostrados e pi é o número de amostras onde ocorre as espécies i . As plantas foram coletadas, identificadas e classificadas de acordo com seu tipo ecológico.

3. Discussão e Resultados

Os ambientes amostrados apresentam características distintas quanto a ocorrência, distribuição e frequência das espécies. Os lagos são circundados por vegetação arbórea que permanecem vários meses do ano inundadas e apenas entre os meses de setembro a dezembro visualiza-se a área terrestre. No interior dos lagos é comum o aparecimento da vegetação herbácea, partindo da floresta inundada até a parte mais central dos lagos. Essa vegetação forma uma zonação, com uma faixa composta das espécies *Echinochloa polystachya*, *Hymenachne amplexicaule*, *Polygonum sp* próximas da floresta.

Na parte mais central dos lagos se estabelece as espécies *Paspalum repens*, *Neptunia oleracea*, *Pontederia cordata*, além de um grande número de espécies flutuantes e algumas submersas. Dentre as espécies, *Salvinia auriculata*, *Paspalum repense* *Pistia stratiotes* são as mais comuns entre os lagos. A espécie *Victoria amazonica* apresenta ocorrência restrita apenas no lago Lobisomem. Dos tipos ecológicos encontrados, 18 espécies são fixas emergentes, 11 livres flutuantes, 3 fixas flutuantes, 3 livres submersas e 1 fixa com folha flutuante. Foram encontradas 27 famílias e 44 espécies sendo que oito ainda não foram identificadas. A maior diversidade de espécies é encontrada no período de águas altas.

No período de águas baixas, este número diminui, como é o caso do lago Mucura, onde ocorreram apenas 2 espécies. Entre as espécies que tem ocorrência tanto no período de águas altas quanto no período de águas baixas, apenas três foram observadas, *Salvinia auriculata*, *Paspalum repense* menos intensamente *Pistia stratiotes*. O desaparecimento da maioria das espécies no período de seca e a

rápida colonização no período de cheias, deve-se às altas taxas de crescimento já observadas em outros estudos (Junk e Howard – Williams, 1984; Benassi e Camargo, 2000; Rubim e Camargo, 2001). Algumas espécies são mais características do período de seca, como *Caperonia sp* e *Paspalum fasciculatum*.

No período de águas altas, as espécies de maior ocorrência são as livres flutuantes e no período de águas baixas, as mais comuns são as fixas emergentes (capins semi aquáticos). As espécies *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*, *Paspalum repens*, *Echinochloa polystachya*, *Lemna minor*, *Azolla sp*, *Oryza grandiglumis*, *Neptunia oleracea*, *Leersia hexandra* e *Ipomoea aquática* foram encontradas na maioria dos lagos amostrados no período de cheia. A maioria das espécies têm sua ocorrência relacionada a locais abertos, com radiação solar direta. Entretanto, a espécie de arroz selvagem *Oryza grandiglumis* é característica de locais sombreados (Rubim, 1995). Observa-se também que *Salvinia auriculata*, *Azolla sp* e *Phyllanthus fluitans* têm sua ocorrência associada a espécies de capins com folhas emergentes, portanto em locais parcialmente sombreados e mudam a coloração de verde para avermelhada quando estão sob radiação solar intensa.

4. Conclusões

Foram encontradas 44 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 27 famílias. Dos diferentes tipos ecológicos, a maior composição é de espécies emergentes das famílias Poaceae e Cyperaceae. A estrutura da comunidade muda drasticamente entre os períodos de cheia e seca, com desaparecimento de algumas espécies em alguns lagos. *Salvinia auriculata* e *Paspalum repens* são as espécies com distribuição espacial e temporal mais frequentes.

5. Referências Bibliográficas

- Junk, W. J.; Howard-Williams, C. (1994). Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. 269-293 In: SIOLI, H. (ed). The Amazon-Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin. Dordrecht: Boston, Lancaster,
- Rubim, M.A.L. (1995). Ciclo de vida, biomassa e composição química de duas espécies de arroz silvestre da Amazônia Central. 126 p. Dissertação (Mestrado), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas.
- Sioli, H. (1994). The Amazon Limnology and Landscape Ecology of a Migthy Tropical River and its Basin. Doordrecht: The Netherlands.
- Benassi, R. F.; Camargo, A. F. M. (2000). Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. 1:59-66, Revista de Iniciação Científica, v.1.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R.E. (1989). The “flood pulse” concept in river – floodplain systems. 106:110-127. In: D. P. Dodge (ed.). Prodeeding of the international Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.
- Prance, G. T. (1978). A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas à inundaçao. Acta Amazônica, 10: 495-504.
- Junk, W. J. ; Welcomme, R. L. (1980). Floodplains. In: Wetlands and Shallow Continental Water Bodies. 1:491-524. B.C. Patten et al (ed.), SPB academic Publishing, The Hague.
- (Trabalho financiado pela FINEP e Petrobrás por meio do projeto PIATAM)

1. Introdução

Dois eventos importantes aconteceram em Belém este ano, o workshop “Estratégias de inventário para o conhecimento e con-

servação da Amazônia” e o 54^o Congresso Nacional de Botânica, em ambos tratou-se da necessidade do estabelecimento de protocolos para comparação de dados e de estudos a longo prazo.

Esta não é uma preocupação recente. A Conservation International (CI) e o Center for Applied Biodiversity Science (CABS) iniciaram um novo programa para monitorar questões relacionadas à biodiversidade em florestas tropicais e sub-tropicais do mundo, o TEAM (The Tropical Ecology Assessment and Monitoring).

Com o desenvolvimento de uma metodologia de pesquisa padronizada para monitorar a biodiversidade, o TEAM será capaz de estabelecer pesquisas de longo prazo em diversas localidades, em áreas perturbadas e não-perturbadas, gerando dados que terão relevância em muitas áreas de pesquisa, tanto básica quanto aplicada. O objetivo do TEAM é coletar dados que permitirão uma avaliação em tempo real das mudanças na biodiversidade em áreas prioritárias. A rede de estações de campo TEAM será estruturada de modo a garantir que os vários tipos de habitats de floresta tropical sejam monitorados, e que eles representem os diferentes tipos de uso da terra que ameaçam a biodiversidade.

Os primeiros protocolos do projeto TEAM estão sendo instalados na Estação Científica Ferreira Penna – ECFPn. A estação está situada na Floresta Nacional de Caxiuanã, município de Melgaço, Estado do Pará e representa 10% (33.000 ha) da Floresta Nacional de Caxiuanã, cedidos pelo IBAMA em regime de comodato ao Museu Paraense Emílio Goeldi por um período de 30 anos.

Este trabalho tem como objetivo apresentar o protocolo de liteira e fenologia do TEAM cuja proposta é fazer uma estimativa da produção de liteira, floração e frutificação, e determinar seus padrões em diferentes florestas tropicais. Comparar esses dados com os dados de clima a fim de verificar se mudanças nos padrões de queda de liteira, floração e produção de frutos podem ser correlacionados com mudanças no clima (Asner and Townsend 2000).

2. Métodos

Na Estação Científica Ferreira Penna as variáveis de cada um dos indicadores de biodiversidade (Clima, solo, Topografia, vegetação, invertebrados e vertebrados) serão monitoradas em seis sítios de 100ha. O critério para a seleção de cada um dos seis sítios foi o sistema de drenagem existente na região de Caxiuanã. Todos os sítios de amostragem estão localizados em floresta de terra firme. O monitoramento de vegetação será realizado em 1 ha central de cada um dos sítios.

Neste hectare central foram distribuídos 25 pares de armadilhas de queda de liteira. Existem dois tipos de armadilhas (Clark 1997): armadilhas de chão para capturar folhas maiores que 50 cm e galhos entre 1 e 10 cm de diâmetro e armadilhas suspensas para folhas menores que 50 cm, galhos menores que 1 cm de diâmetro, flores e frutos. As armadilhas suspensas são revisadas a cada duas semanas e as de chão mensalmente. (Wright and Cornejo 1990; Wieder and Wright 1995; Schneider and Root 2002).

As armadilhas tanto de chão quanto suspensas são confeccionadas com tubos de PVC formando um quadrado de 50 cm de lado. As armadilhas de chão são pintadas com tinta que possibilitem sua fácil visualização no campo. Elas são colocadas no chão totalmente limpo, niveladas com um nivelador de carpinteiro de forma a ficar totalmente na posição horizontal (e não a seguir a declividade do terreno). Muitas vezes temos que utilizar pequenos suportes (Y) de madeira para suspender um ou dois lados do quadrado.

As armadilhas suspensas são confeccionadas utilizando cantos (curvas de 90°) e Ts de PVC de forma que o quadrado possa ser encaixado no suporte de ferro. O coletor de liteira é feito com tela plástica de 2 mm de diâmetro costurada ao redor do quadrado formando uma bolsa de 23 cm de profundidade. Os suportes são feitos com vergalhões de ferro de 3/8. Duas barras de ferro de 1,10 m de altura são soldadas a um U de ferro de 10 cm de altura por 55 cm de comprimento. Esta será uma das pernas do coletor que

deverá ficar a 80 cm do solo.

Toda a vegetação existente abaixo e a 50 cm acima do coletor deverá ser removida. Armadilhas danificadas, obstruídas por outras folhas que encubram o coletor ou que não estejam niveladas são descartadas. A coleta do material tanto de coletores suspensos como os de chão deverão estar da borda do quadrado para dentro deste. Partes para fora serão descartadas após serem cortadas com tesoura de poda.

O material coletado nos 25 coletores é então colocado em um saco plástico com o número do sítio, data e tipo de coletor. Este material é então acondicionado em refrigerador até que seja triado. Na triagem separamos folhas, frutos, flores e miscelânea (para o restante do material), quinzenalmente para armadilhas suspensas e folhas e galhos mensalmente para armadilhas de chão. A secagem do material é feita em estufa a 65°C até alcançar peso constante (\pm 0,1g). A pesagem do material é feita em balança analítica com precisão de 0,01 grama.

3. Discussão e conclusões

A decisão de enviar este trabalho para o Congresso de Ecologia surgiu após constatar que os dados sobre fenofases e de produção de biomassa florestal são difíceis de comparação devido às diferenças metodológicas. O protocolo do TEAM possibilita uma padronização na coleta dos dados de forma mais geral, mas não impossibilita alterações mais finas.

O componente temático de vegetação, coordenado pelo Prof. Samuel Almeida, decidiu que seria importante para Caxiuanã ter os dados pontuais de liteira dentro de cada hectare, então fizemos uma adaptação no protocolo geral. Estamos coletando o material em sacos de papel craft. Cada uma das 50 armadilhas ficaram individualizadas. Desta forma poderemos comparar as alterações na produção de liteira em cada micro-ambiente de cada hectare ao longo do tempo.

Outra adaptação do protocolo foi secar a liteira diretamente tanto em estufas de luz incandescente, estufas a gás e elétricas sem a necessidade de acondicioná-la em refrigerador. Um aspecto de extrema relevância foi a forma como a liteira pode ser classificada, de um gradiente mais amplo até uma classificação mais fina, separando botões florais, flores, frutos jovens, frutos maduros, folhas abortadas, etc. sem que esta triagem altere os dados finais para comparação globais.

4. Elaborado com base nos documentos de autoria do *cabs-team/ci*

Gustavo Fonseca, Ph.D., Diretor Executivo

Thomas E. Lacher, Jr., Ph.D., Diretor Sênior

Yuri Leite, Ph.D., Coordenador TEAM-Brasil

Puja Batra, Ph.D., Gerente de Projetos

James Sanderson, Ph.D., Pesquisador

Alvaro Espinel, Gerente de Bancos de Dados

Caroline Kuebler, Coordenador de Projetos

Ariel Bailey, Assistente Administrativo

James Heath, Assistente de Pesquisa

Ima Célia Guimarães Vieira, Ph.D – Museu Paraense Emílio Goeldi

Luiza Magalli Pinto Henriques, M.Sc - Museu Paraense Emílio Goeldi

5. Referências Bibliográficas

Asner, G. P. and A. R. Townsend (2000). Satellite observation of El Niño effects on Amazon forest phenology and productivity. *Geophysical Research Letters* 27(7): 981-984.

Clark, D. (1997). Litterfall Monitoring in the 18 Carbono Plots, La Selva Biological Station: 1-14.

Wieder, R. and S. Wright (1995). Tropical Forest Litter Dynamics and Dry Season Irrigation on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 76(6): 1971-1979.

Wright, S. and F. Cornejo (1990). Seasonal Drought and Leaf Fall in a Tropical Forest. *Ecology* 71(3): 1165-1175.

Schneider, S. H. and T. L. Root (2002). Wildlife Responses to Climate Change: North American Case Studies. Washington, Island Press.

Estrutura e densidade populacional de *heliconia acuminata* em capoeiras na Amazonia Central

Maria Beatriz Nogueira Ribeiro

Universidade de São Paulo - USP

Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PDBFF - INPA

Bianr@ib.usp.br

Emílio Miguel Bruna

Department of Wildlife Ecology and Conservation – University of Florida

Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PDBFF - INPA

1. Introdução

Sabe-se que o desmatamento e a fragmentação da floresta Amazônica vêm aumentando de forma acelerada nas últimas décadas. A conversão de floresta primária em pasto, a agricultura e a retirada de madeira têm sido as principais causas da devastação da floresta (Gascon *et al.* 2001). Dentre estas atividades, a conversão de floresta em pastagem têm sido a atividade mais importante (Serrão *et al.* 1995). Estas áreas muitas vezes são abandonadas após alguns anos de uso (Nepstad *et al.* 1998), e processos naturais de regeneração iniciam-se.

A regeneração da floresta em áreas desmatadas geralmente difere dependendo do tipo de atividade antropogênica desenvolvida. Na Amazônia Central, dois padrões distintos de regeneração são reconhecidos: (1) em áreas desmatadas e em seguida abandonadas, a vegetação secundária é dominada por espécies pioneiras pertencentes ao gênero *Cecropia*, e (2) em áreas desmatadas, queimadas e utilizadas como pastagem, antes de serem abandonadas, a vegetação secundária é dominada por espécies do gênero *Vismia* (Mesquita *et al.* 2001).

Estudos comparando florestas secundárias com diferentes históricos de uso são de fundamental importância para avaliarmos o impacto de diferentes atividades antropogênicas na regeneração da Floresta Amazônica. Estudos avaliando o efeito do uso da terra na regeneração de espécies de plantas herbáceas, no entanto, são bastante raros na Amazônia, embora seja sabido que espécies herbáceas podem ser sensíveis a ambientes alterados e condições bióticas adversas (Bruna *et al.* 2002).

2. Objetivos

Neste estudo pretendo comparar as populações de uma espécie herbácea, *Heliconia acuminata*, em capoeiras dominadas por *Vismia* e em capoeiras dominadas por *Cecropia*, avaliando assim o efeito a longo prazo da derrubada da floresta e do uso do fogo nestas populações. Mais especificamente, abordarei as seguintes questões:

1. Existe diferença com relação à densidade de indivíduos das populações de *Heliconia acuminata* entre capoeiras dominadas por *Vismia* sp. e capoeiras dominadas por *Cecropia* sp.?

2. Existe diferença com relação à estrutura populacional de *H. acuminata* entre capoeiras dominadas por *Vismia* sp. e capoeiras dominadas por *Cecropia* sp. ?

3. Materiais e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi conduzido nas reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF – INPA), localizadas a 80 Km ao norte da cidade de Manaus, AM. As reservas estão localizadas em florestas de terra firme, e apresentam um mosaico de florestas primárias e florestas secundárias com diferentes padrões de regeneração (*Vismia* sp. e *Cecropia* sp.). Foram utilizadas quatro capoeiras, adjacentes a matas contínuas nas reservas do PDBFF, duas capoeiras dominadas por *Vismia* sp., e duas capoeiras dominadas por *Cecropia* sp. Todas as capoeiras possuem idades entre 18 a 20 anos.

Objeto de estudo

Heliconia acuminata é uma monocotiledônea, pertencente à ordem Zingiberales e à família Heliconiaceae. É bastante comum no subosque de florestas de terra firme na Amazônia Central.

Desenho experimental

Para verificar se há diferença relativa à densidade e estrutura populacional de *H. acuminata* entre capoeiras dominadas por *Vismia* sp e capoeiras dominadas por *Cecropia* sp, foram feitos, em cada uma das quatro capoeiras selecionadas, 5 transectos de 150m de comprimento, perpendiculares às bordas das capoeiras com suas respectivas matas contínuas. A distância entre cada um dos 5 transectos foi de 50 m. Em cada transecto foram implantadas 5 parcelas de 10 X 10m, a distâncias aleatórias a partir do início do transecto. Para detectar um possível “efeito de borda” nas capoeiras, foram ainda implantadas 5 parcelas na borda, correspondentes a cada um dos 5 transectos, 10 m para dentro da mata contínua.

Nos meses de maio e junho de 2002, foi contado, em cada uma das parcelas, o número de indivíduos de *H. acuminata*. Para cada indivíduo foi medida a altura e contado o número de rebrotos. A altura obtida para os indivíduos foi dividida em seis classes: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm, 45-60 cm, 60-75 cm e > 75 cm. O número de rebrotos dos indivíduos foi dividido nas classes: 1, 2, 3, 4 e >5.

Análise dos dados

Para comparar a densidade de *H. acuminata* entre as capoeiras dominadas por *Vismia* sp. e *Cecropia* sp., assim como entre as quatro capoeiras amostradas foi utilizada uma análise de covariância (ANCOVA). Para testar se ocorre um gradiente referente à densidade de plantas a partir da borda da mata contínua para as capoeiras foi feita uma regressão linear. Para comparar a estrutura populacional de *H. acuminata* entre os dois tipos de capoeiras (*Cecropia* e *Vismia*) foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, enquanto que a comparação entre as quatro localidades foi feita através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Para comparar as classes de altura e de número de rebrotos entre os dois tipos de capoeira e entre as quatro áreas, foi realizado o teste G.

4. Resultados

Densidade de indivíduos

A densidade de *H. acuminata* variou de 0 a 22 indivíduos por parcela. A média de indivíduos por parcela nas capoeiras de *Cecropia* foi 3.040 (DP = 3.822), e nas de *Vismia* foi 4.700 (DP = 4.820). Não houve diferença significativa entre as capoeiras de *Vismia* e as de *Cecropia* (F = 0.131; P = 0.7177), assim como não houve efeito da distância da borda da mata contínua sobre a densidade total de plantas em cada área (F = 2.036; P = 1.568) ou em ambos os tipos de capoeiras (F = 0.645; P = 0.4239).

A densidade de indivíduos dos quatro locais estudados (duas capoeiras de *Vismia* e duas de *Cecropia*) foi significativamente diferente (GL = 3; MS = 1.829; F = 3.174; P = 0.0279).

Estrutura demográfica das populações

A altura média dos indivíduos nas capoeiras de *Cecropia* foi 47.193 cm (DP = 30.201 cm), enquanto nas capoeiras de *Vismia* a mesma foi 42.868 cm (DP = 30.787 cm). A altura dos indivíduos de *H. acuminata* não foi significativamente diferente entre os dois tipos de capoeira (U = 19.335.500; p = 0.1082). A porcentagem de ocorrência de cada classe de altura em todas as áreas foi inversamente proporcional aos valores das classes, ou seja, foram encontrados mais indivíduos jovens do que adultos. As ocorrências de cada classe de altura não foram significativamente diferentes entre os dois tipos de capoeiras (G = 6.716; P = 0.2426).

A média do número de rebrotos por indivíduo nas capoeiras de *Cecropia* foi 3.627 (DP = 3.146), enquanto nas capoeiras de *Vismia* esta foi 4.051 (DP = 3.652), entretanto tal resultado não foi significativamente diferente (U = 18283.000; p = 0.5296). Foram encontrados mais indivíduos com poucos rebrotos do

que indivíduos com muitos rebrotos. O resultado do teste G comparando as porcentagens de ocorrência de cada classe de rebrotos não foi significativo ($G = 3.298$; $P = 0.5092$).

As alturas dos indivíduos entre os quatro locais não foram significativamente diferentes ($H' = 4.573$; $p = 0.2059$), assim como a diferença entre a porcentagem de ocorrência de cada classe ($G = 11.128$; $P = 0.7435$). Da mesma forma, o número de rebrotos não foi significativamente diferente entre as quatro localidades ($H' = 3.298$; $p = 0.3480$), assim como as porcentagens de ocorrência das classes de rebrotos ($G = 9.266$; $P = 0.6801$).

5. Discussão e Conclusão

Os resultados obtidos indicam a ausência de diferença, tanto com relação à densidade de indivíduos como com relação à estrutura populacional, entre capoeiras de *Vismia* e capoeiras de *Cecropia*. A distribuição das classes de altura em todas as áreas indica que as populações apresentam taxas de recrutamento estáveis, sendo a maior parte dos indivíduos plântulas, e a menor parte adultos.

Heliconia acuminata pareceu, a longo prazo, não responder aos diferentes tratamentos utilizados nas áreas desmatadas, mesmo sendo uma espécie sensível a mudanças ambientais (Bruna *et al.* 2001). A recolonização por esta espécie em áreas queimadas e em áreas não queimadas pode ter ocorrido de forma semelhante devido à algumas características próprias da espécie. O fato de *H. acuminata* ser uma planta rizomatosa e, portanto, hábil a se reproduzir vegetativamente, torna os indivíduos bastante resistentes à mudanças, mesmo que nestas condições ocorra uma redução no fitness dos indivíduos. Esta característica possibilita a sobrevivência das plantas ao corte e até mesmo a sobrevivência às queimadas, rebrotando após algum tempo.

A ausência de efeito de borda observada pode, possivelmente, estar relacionada à dispersão de sementes da mata contínua para as capoeiras e, portanto, à recolonização da espécie nestes locais, já que algumas espécies de aves importantes para a dispersão das sementes de *H. acuminata* ocorrem em florestas secundárias (Bruna 2001; Stouffer & Borges 2001).

O fato de as densidades populacionais de *H. acuminata* apresentarem diferenças significativas entre as diferentes áreas, embora não tenham apresentado diferenças entre os tipos de capoeiras, indica um efeito local, ao invés de um efeito relacionado ao tipo de tratamento de cada área. Variações locais devem, desta forma, ser consideradas na avaliação da recolonização de florestas secundárias e consideradas no planejamento de futuros estudos.

5. Referências Bibliográficas

- Bruna, E.M. (2001) Effect of habitat fragmentation on the reproduction and population dynamics of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*, Heliconiaceae). Tese de doutorado, University of California, Davis.
- 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.
- Gascon, C., Bierregard, R.O., Jr., Laurance, W.E. & Rankin-de Mérona, J. (2001) Deforestation and Forest Fragmentation in the Amazon. Em Bierregard, R.O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R., editores. *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven.
- Mesquita, R.C.G., Ickes, K., Ganade, G. & Williamson (2001) Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89, 528-537
- Nepstad, A., Uhl, C., Pereira, C.A. & Silva, J.M.C. (1998) Barreiras ao estabelecimento de árvores em pastos abandonados na Amazônia: bancos de sementes, predação de sementes, herbivoria e seca. Em Gascon, C. & Moutinho, P., editores. *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Manaus.

Dinâmica, Regeneração e Manejo. Manaus.

Serrão, A.E., Teixeira, L.B., Oliveira, R.F. & Bastos, J.B. (1995). Soil alterations in perennial pasture and agroforestry systems in the Brazilian Amazon. Em Lal, R. & Stewart, editores. *Soil management: Experimental Basis for Sustainability and Environmental Quality*. CRC Press Inc, Boca Raton.

Stouffer, P.C. & Borges, S.H. (2001) Conservation Recommendations for Understory Birds in Amazonian Forest Fragments and Second-Growth Areas. Em Bierregard, R.O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R., editores. *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven.

Estimativas de Fluxos Evasivos de CO₂ em Rios de Rondônia, sob distintos uso da terra.

Maria de Fátima F.L. Raserá⁽¹⁾; Michelle C. Coggo⁽¹⁾; Alex V. Krusche⁽¹⁾; Anthony Aufdenkampe⁽²⁾; Jeffrey Richey⁽³⁾

⁽¹⁾ Universidade de São Paulo, CENA Lab. de Isótopos Estáveis, C.P.96, 13400-970, Piracicaba-SP, mrasera@cena.usp.br

⁽²⁾ Stroud Water Research Center, Avondale, Pennsylvania, 19311-9514, USA

⁽³⁾ School of Oceanography, University of Washington, Seattle, Washington 98195, USA.

1. Introdução

O principal papel biogeoquímico dos sistemas fluviais no ciclo global do carbono têm sido tipicamente considerado como o de exportador fluvial de carbono orgânico (COT) e carbono inorgânico dissolvido (CID) para o oceano (0,4–0,8 e 0,4 GtCano⁻¹, respectivamente) (Degens, E.T., 1991). Estudos das concentrações de CO₂ dissolvido em alguns grandes rios como o Amazonas, Changjiang (Yangtze) e Reno (Devol *et al.*, 1987; Gao and Kempe, 1987; Richey *et al.*, 1988; Buhl *et al.*, 1991), mostraram que a concentração de CO₂ nestes rios é cerca de 10 a 15 vezes maior do que o esperado para um equilíbrio com a atmosfera (350 ppm). Estas observações documentam que os rios não somente transportam carbono da terra para os oceanos, mas também estão ativamente emitindo CO₂ para a atmosfera. De fato, estimativas recentes indicam que talvez grande parte do carbono fixado pelas florestas retorne à atmosfera através de fluxos evasivos de CO₂ a partir dos sistemas fluviais da Amazônia. Segundo Richey *et al.* (2002) a evasão de CO₂ para a atmosfera, a partir das águas superficiais da parte central da bacia Amazônica é de $1,2 \pm 0,3 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Este trabalho tem como objetivo fornecer mais subsídios para a compreensão do papel dos rios no ciclo global do carbono na região Amazônica. Para isso, estimou-se o fluxo de CO₂ para a atmosfera em rios de diversas ordens (1^a a 6^a) do Estado de Rondônia, sob diversos níveis de impactos antropogênicos nas suas bacias de drenagens, uma vez que estudos indicam que em igarapés que drenam áreas de pastagens as taxas metabólicas aumentam significativamente em função de maior aporte de matéria orgânica lábil e, conseqüentemente, aumentando também a evasão de CO₂ destes igarapés em relação àqueles que mantêm a floresta original.

2. Métodos

O estudo foi realizado na bacia de drenagem do Rio Ji-Paraná, Rondônia. Com 75.400 km², esta bacia possui setores relativamente bem preservados e uma região central onde predominam pastagens. As coletas foram realizadas em igarapés de 1^a a 3^a ordem, no Rio Urupá (4^a ordem) e Ji-Paraná (6^a ordem); nos períodos de Agosto/2002 (período de seca); Novembro/2002 (início do período de maior precipitação) e Janeiro/2003 (cheia).

Para a análise do CO₂ dissolvido nas águas dos rios utilizou-se o método de "headspace" (Onuska, 1989), em uma seringa de 60 ml aspira-se 30 ml da água do rio (coletada com garrafa de Niskin), adiciona-se mais 30 ml de ar livre de CO₂ e agita-se por 20 segun-

dos até os gases entrarem em equilíbrio. O gás em equilíbrio com a amostra de água é então inserido em um frasco de penicilina, previamente evacuado, e fechado com uma tampa de borracha, onde permanece até o momento da análise no laboratório. A análise da concentração de CO₂ neste gás é feita em um analisador de gás por infra-vermelho (Licor, LI820) utilizando comparação com padrões externos.

Para o cálculo dos fluxos de CO₂ utilizou-se o método de fluxo difusivo (Broecker, 1974). O fluxo se dá por diferenças de concentração do gás na água e na atmosfera e pode ser calculado pela seguinte fórmula: $F = D (C_{\text{água}} - C_{\text{ar}}) / Z$, onde:

D = coeficiente de difusão específico do gás e dependente da temperatura e pressão ($2.1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$);

($C_{\text{água}} - C_{\text{ar}}$) = diferença de concentração do gás na atmosfera acima do rio e na coluna d'água do mesmo;

Z = espessura da camada limítrofe entre a água e o ar; 150 μm (Richey et al., 1988)

3. Resultados

As águas dos rios da bacia do Rio Ji-Paraná apresentam uma concentração de CO₂ dissolvido muito acima dos valores esperados para um equilíbrio com o CO₂ atmosférico. Estes valores apresentam uma relação direta com os períodos de maior vazão, ou seja, nos períodos de cheia a concentração de CO₂ dissolvido aumenta (acima de 200 μM) e diminui nos períodos de seca (abaixo de 90 μM em alguns tributários). O Rio Urupá apresenta a mesma tendência mas possui concentrações duas a três vezes maiores de CO₂ dissolvido. Porém, o igarapé Nossa Senhora, localizado em uma área de pastagem, apresentou uma tendência contrária, com as maiores concentrações de fCO_2 no período de seca (377 μM).

Estas altas concentrações se traduzem em altos fluxos evasivos de CO₂ da água para a atmosfera e também numa sazonalidade nestes fluxos. O Rio Ji-Paraná e alguns de seus tributários apresentaram um fluxo médio de $0.13 \pm 0.08 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ no período de seca e um fluxo de $0.41 \pm 0.19 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ no período de cheia. O Rio Urupá apresentou um fluxo de $0.48 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ no período de seca e um fluxo de $0.97 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ no período de cheia. No igarapé Nossa Senhora o fluxo observado foi maior no período de seca, devido à alta concentração de CO₂ dissolvido neste período, na ordem de $0.59 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$; e um fluxo de $0.37 \text{ mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ na cheia.

4. Conclusão

A sazonalidade do fluxo evasivo observada, com aumento da evasão de CO₂ no período de cheia e diminuição no período de seca, provavelmente está relacionada ao aumento do metabolismo. Experimentos realizados por nosso grupo nestas mesmas águas demonstraram que o aumento das concentrações de sedimentos em suspensão resulta no aumento das taxas respiratórias, o que provavelmente decorre da desorção de carbono e nutrientes dos mesmos. A alta concentração de CO₂ dissolvido e, conseqüentemente, grande fluxo observado no Rio Urupá provavelmente relaciona-se com outro fator, que é a presença de "manchas" de rochas calcárias, que conferem a este rio concentrações de carbonatos muito superiores aos demais (Leite, comunicação pessoal)

No igarapé Nossa Senhora (área de pastagem) foi observado um alto fluxo evasivo no período de seca relacionado, provavelmente, ao grande aporte de matéria orgânica lábil, proveniente da decomposição e respiração das raízes da gramínea *Paspallum*. Nestes igarapés, onde a floresta original foi retirada, a exclusão da limitação luminosa, permite a invasão dos igarapés por esta planta, fato também observado em outros pequenos rios da região, o que modifica significativamente a biogeoquímica destes sistemas, que passam de aeróbios (na floresta original) a anaeróbios (em função do metabolismo elevado) nas pastagens. Portanto, a mudança de paisagem dos igarapés de floresta para pastagens pode aumentar significativamente os fluxos de CO₂ para a atmosfera, uma vez que a bacia amazônica possui uma intrincada e extensa rede de pequenos igarapés.

Apesar destas estimativas apresentarem consideráveis incertezas, devido ao próprio método de cálculo de fluxo difusivo, e das grandes variabilidades espaciais e temporais nas concentrações de CO₂ dissolvido, os resultados obtidos confirmam a importância dos fluxos evasivos de CO₂ dos sistemas fluviais da Amazônia no balanço global do carbono.

5. Referência bibliográfica

- Broecker, W.S.; Peng, T.H. (1974) Gas exchange rates between air and sea. *Tellus*, v. 26, p. 21-35.
- Buhl, D.; Neuser, R.D.; Richter, D.K.; Riedel, D.; Roberts, B.; Strauss, H.; Veizer, J. (1991) Nature e nurture: environmental isotope story of the river Rhine. *Naturwissenschaften* vol. 78, 337-346.
- Devol, A.H.; Quay, P.D.; Richey, J.E.; Martinelli, L.A. (1987) The role of gas exchange in the inorganic carbon, oxygen and ²²²Rn budgets of the Amazon River. *Limnol. Oceanogr.* vol. 32, 235-248.
- Degens, E.T.; Kempe, S.; Richey, J.E. (1991). (eds) Biogeochemistry of Major World Rivers Part 4. Vol.64. *Mitt. Geol.-Palaont. Inst., Univ. Hamburg* pg. 323-397.
- Gao, W.; Kempe, S. (1991) The Chanjiang: its long-term changes in fCO_2 and carbonate mineral saturation. In: Degens, E.T. et al. (Eds), Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers, Part 4. Vol.64. *Mitt. Geol.-Palaont. Inst., Univ. Hamburg* pp. 207-216.
- Richey, J.E.; Wofsy, S.C.; Victoria, R.; Ribeiro, M.N.G. (1988) Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters. *Limnol. Oceanogr.* vol.33, 551-561.
- Richey, J.E., Melack, J.M., Aufdenkampe, A.K., Ballester, V.M. & Hess, L. (2002) From water to the atmosphere: carbon dioxide evasion from the Amazon River system. *Nature*, 416: 617-620.

Distribuição espacial de Elmidae (Insecta: Coleoptera) em Igarapés de pequena ordem na Amazônia Central ^a

Maria Inês Passos^{b,d}; Luana Fidelis da Silva^{c,d} & Jorge Luiz Nessimian^d

^a CNPq, ^b pós-graduação em Zoologia (PPGZ), Museu Nacional, UFRJ, mines@biologia.ufrj.br, ^c graduação Universidade Federal do Rio de Janeiro, bolsista PICIB/CNPq; ^d Lab. de Entomologia, Depto de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, CEP: 21094-970. Cx.P. 68044, Rio de Janeiro, RJ.

1. Introdução

A família Elmidae pertence à superfamília Byrrhoidea. A família tem distribuição cosmopolita e inclui 1200 espécies aquáticas com 346 espécies para a região Neotropical. As formas adultas e larvais são em sua maioria habitantes de córregos e rios com correnteza fortes, apenas saindo esporadicamente para dispersão com vôos rápidos ou para renovação de oxigênio.

A distribuição de insetos aquáticos é resultado da interação entre seus hábitos, as condições físicas que caracterizam o habitat, como por exemplo, substrato, correnteza e turbulência disponibilidade de alimento (Minshall, 1984). O substrato de águas correnteza difere de lugar para lugar e é importante para muitos insetos como local de abrigo da correnteza, de predadores, bem como alimento, no caso do substrato orgânico. Os Elmidae exibem uma preferência por substrato (Cummins & Lauff, 1969; Minshall, 1984). Assim sendo as espécies *Ancyronyx variegata* (Germar, 1824), *Lara avara* Leconte, 1867 e *Macronychus glabratrus* Say, 1825 são encontrados ocupando substratos com madeira em decomposição (Phillips, 1997). Os espécimens de *Phanocerus*, de acordo com Spangler & Santiago-Fragoso (1992) são encontrados nas superfícies de rochas e em substratos com muitas folhas.

Muito pouco é conhecido sobre os Elmidae do Brasil, provavelmente devido ao seu tamanho e ao ambiente em que vivem, embora

seja intensamente coletado (Bachmann, 1977). Não está disponível na literatura uma lista atualizada dos gêneros ocorrentes de Elmidae no Brasil. As raras listas existentes são de Blackwelder (1944, distribuição neotropical) e Brown (1981; distribuição mundial). As informações sobre dados ecológicos e biológicos estão espalhadas por diversos artigos de taxonomia, e esses dados são imprecisos. Os Elmidae vem ganhando destaque nos últimos tempos, pois são associados com a diagnose de qualidade de água (Garcia-Criado, 2000). Porém, poucos estudos estão sendo realizados em torno desta família, no que tange, a região Amazônica. Torna-se assim indispensável o conhecimento da sua distribuição no ambiente visando sua utilização como instrumento de avaliação da qualidade de água. Além disso, a família Elmidae apresenta grande variabilidade espacial e, o conhecimento de suas espécies assume importante papel em estudos na dinâmica de ecossistemas lóticos.

Pequenos igarapés na Amazônia Central apresentam marcada predominância de substrato orgânico (folhas, galhos, flores, frutos) importado da floresta adjacente sobre leito arenoso. Assim, a maior parte da fauna bentônica presente deve estar adaptada a ocupar esse tipo de substrato. A variação entre zonas de maior ou menor correnteza depende mais da presença de dispositivos de retenção, também importados da mata adjacente, do que da declividade do terreno e provavelmente é um dos principais fatores na distribuição espacial da fauna, separando zonas de depósito e de erosão e, desta forma, uma separação entre grupos funcionais tróficos.

O presente estudo faz parte do Projeto "Integridade de Estrutura e função em igarapés: o efeito da fragmentação e alteração da cobertura vegetal", desenvolvido no escopo do PDBFF (Inpa/Smithsonian Institution), na Amazônia Central, e tem como objetivo caracterizar a fauna de Elmidae de igarapés de pequena ordem e sua distribuição espacial.

2. Métodos

Os 20 igarapés escolhidos para amostragem situam-se nas reservas do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (INPA), no município de Manaus, AM. Os igarapés são de pequena ordem (1ª a 3ª) e pertencem a três bacias hidrográficas (Rio Cuieiras, Rio Preto da Eva e Rio Urubu) encontrando-se em áreas com diferentes graus de preservação da floresta e tamanhos de áreas florestadas. O leito é constituído principalmente de areia e o substrato predominante é de depósitos de folhas. A profundidade máxima está em torno de 50 cm. Os pontos de coleta foram georreferenciados com precisão de 10m. Os procedimentos de coleta foram repetidos em todos os igarapés segundo o seguinte delineamento para testar apropriadamente as hipóteses deste estudo: i) nove riachos em áreas de mata contínua (Km 41, Gavião, Colosso, Km 21 e Cabo Frio); ii) dois riachos em áreas de fragmentos de 100 ha (Dimona e Porto Alegre); iii) dois riachos em áreas de fragmentos de 10 ha (Dimona e Colosso); iv) cinco riachos em áreas de regeneração (Porto Alegre, Dimona e Colosso).

Em cada um dos igarapés, foram coletadas 4 amostras, uma em cada mesohabitat (folhicho depositado, folhicho em áreas de correnteza, areia e raízes/barranco). O material foi separado em campo e fixado em álcool etílico a 80%. O teste de Espécies indicadoras (Dufrene & Legendre, 1997) foi usado para verificar preferências por substrato.

2. Resultados e Discussão

Um total de 972 indivíduos de Elmidae foram coletados, em 25 táxons. Dos mesohabitats amostrados, folhicho retido em áreas de correnteza apresentou o maior número de indivíduos (843) seguido pelo mesohabitat folhicho de fundo (112) e areia (12), enquanto que barranco e raízes foi o mais pobre em número de indivíduos (5). Acúmulos de folhas são indicados como principais substratos para a fauna em igarapés (Fittkau, 1968; Walker, 1994). O táxon mais abundante foi *Phanocerus* sp. com 51,9% do indivíduos enquanto que *Dubiraphia* sp com 0,1% o menos abundante.

Phanocerus e *Gyrelmis* mostraram preferência por folhicho retido em áreas de correnteza. Isto pode estar relacionado com a

maior disponibilidade de alimento, já que este é rico em matéria orgânica e eficiente mecanismo de retenção. Em estudo realizado por Passos *et al.* (no prelo), em um rio na Floresta da Tijuca, no estado do Rio de Janeiro, foi observado a preferência de Elmidae por substrato do tipo folhicho.

O mesohabitat areia foi o que apresentou maior variação na composição de espécies embora as espécies encontradas neste mesohabitat sejam restritas. O substrato com maior homogeneidade foi o folhicho retido em áreas de correnteza. Provavelmente, fatores como estabilidade e correnteza tenham corroborado para os resultados obtidos.

4. Conclusões

Os Elmidae apresentam preferência por substratos do tipo folhicho retido em áreas de correnteza, sendo os principais fatores direcionadores a correnteza e a disponibilidade de alimento. A espécie mais abundante foi *Phanocerus* sp. com 51.9% de indivíduos.

5. Referências Bibliográficas

- Bachmann, A. O. (1977). Cyphonidae, Psephenidae, Byrrichidae, Limnichidae, Dryopidae, Elminthidae y Heteroceridae. Pp. 238-244. In: Hurbert, S.H. (ed.). *Biota Acuática de Sudamerica Austral*. San Diego State University, San Diego.
- Blackwelder, R.E. (1944). Checklist of the Coleoptera insects of Mexico, Central America, The west Indies, and South America, Part 2. *Bull. U. S. Natl. Mus.*, 185: 189-341.
- Brown, H.P. (1981). A Distribution survey of the world genera of aquatic dryopoid beetles (Coleoptera: Dryopidae, Elmidae, and psephenidae *Sen. Lat.*). *Pan-Pacific Entom.* 57 (1): 133-148
- Brown, H.P. (1987). Biology of riffle beetles. *Ann. Rev. Entomol.*, 32: 253-273.
- Cummins, K. W. & Lauff, G.H. (1969). The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34: 145-181.
- Dufrene, M & Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, Lawrence, 67(3): 345-366.
- Fittkau, E-J. 1968. On the Ecology of Amazonian Rain-Forest Streams. *Atas do Simpósio sobre a biota Amazônica*. Vol.3 (Limnologia): 97-108.
- Garcia-Criado, F. (2000). Distribución y autoecología de Coleoptera acuáticos en ríos afectados por minería del carbón (cuenca del Sil, León, España) 1. Elmidae. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 24 (3-4): 105-124
- Minshall, G.W. (1984). Aquatic. Insect-substratum relationships. Pp: 358-400. In: Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. (eds). *The ecology of aquatic insects*. Praeger publisher, New York.
- Spangler, P.J. & Santiago-Fragoso, S. (1992). The aquatic beetle subfamily Larainae (Coleoptera: Elmidae) in México, Central América, and the West Indies. *Smithson. Contr. Zool.*, 528: 1-74.
- Phillips, E.C. (1997) Life cycle, growth, survival, and production of *Macronychus glabratus* (Coleoptera: Elmidae) in northwest Arkansas and southeast Texas stream.
- Passos, M.I. S.; Dorvillé, L.F. M. & Nessimian, J.L. (2003). Life Strategies in the Elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a first order stream in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensis*, 15(2).
- Walker, I (1994) The benthic litter-dwelling macrofauna of the Amazonian forest stream Tarumã-Mirim: patterns of colonization and their implications for community stability. *Hydrobiologia*, 291: 75-92.

Título: Biologia reprodutiva e aspectos da polinização de uma herbácea de sub-bosque *Heliconia acuminata* L. C. Rich (Heliconiaceae) na Amazonia central.

Maria Rosa Darrigo^{1,3}, Cristiane Follmann Jurinitz¹, Denise Dias da Cruz¹ & Emilio M. Bruna².

¹ PDBFF-INPA. CP 478 CEP 69011-970, Manaus AM.

² University of Florida. PO Box 110430 FL 326110430, Florida, EUA.

³ rdarrigo@inpa.gov.br

1. Introdução

Estudos recentes têm indicado que o conhecimento de aspectos da biologia reprodutiva de espécies vegetais, bem como de padrões ecológicos de interações planta-animal, são de grande importância para programas de conservação, uma vez que são fundamentais para integridade dos sistemas biológicos. No entanto, em comparação à grande diversidade de espécies vegetais encontradas na Amazônia e ao consequente grande número de sistemas e estratégias reprodutivas exibidas, são encontrados poucos estudos voltados a tais enfoques. Assim sendo, as espécies de *Heliconia* nativas da Amazônia brasileira ainda não foram investigadas do ponto de vista de sua biologia reprodutiva e polinização, a despeito do potencial ornamental e importância ecológica que possuem (Kress 1990). A família Heliconiaceae é exclusivamente tropical e composta por um único gênero, *Heliconia*, com a grande maioria das espécies ocorrendo nos neotrópicos. Todas as espécies estudadas até o momento oferecem néctar como recurso ao polinizador, e apesar de serem encontradas diversas síndromes de polinização no gênero, a maioria das espécies são polinizadas por beija-flores. *Heliconia acuminata* é uma das 21 espécies deste gênero nativas da região amazônica, sendo também encontrada na região das Guianas (Kress 1990).

Neste estudo descrevemos alguns aspectos do sistema reprodutivo, do padrão de produção de néctar, bem como a frequência e composição dos visitantes florais de *Heliconia acuminata*.

2. Métodos

Área de estudo: Este trabalho foi realizado na Reserva do Km 41, uma das áreas de floresta primária contínua do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizada 90 km ao norte de Manaus (AM). A pluviosidade anual média é de 2.200 mm, havendo marcada estação seca entre os meses de Junho e Outubro.

SISTEMA DE ESTUDO: *Heliconia acuminata* é uma espécie herbácea perene, comum no sub-bosque das Florestas de Terra Firme da Amazônia central (Berry & Kress 1991). Sua floração ocorre de Janeiro a Abril (Bruna 2002). A inflorescência é composta por uma a cinco brácteas vermelhas onde se inserem flores brancas tubulosas, hermafroditas. As flores têm duração de um dia, sendo que a antese ocorre por volta das 06:00h. O fruto produzido é uma drupa que pode conter até três sementes, dispersas por aves (Kress 1983).

SISTEMA REPRODUTIVO: Realizamos experimentos de polinização controlada a fim de verificar o sistema reprodutivo e a necessidade de visitantes florais para formação de frutos e sementes de *H. acuminata* (Kearns & Inouye 1993). Ensacamos com tela de nylon inflorescências de indivíduos que apresentavam-se em início da fase reprodutiva (botões em pré-antese). Realizamos apenas um tratamento por inflorescência sendo: controle (n=35), polinização cruzada manual (n=22), esmasculação (n=8), autopolinização manual (n=8), autopolinização espontânea (n=8) e geitonogamia (n=15). O tratamento a ser realizado em cada indivíduo foi sorteado. As polinizações manuais foram realizadas logo após a antese, no início da manhã. Verificamos diferenças na produção dos frutos provenientes de indivíduos sob tratamentos diferentes através do teste de Kruskal-Wallis.

PRODUÇÃO DE NÉCTAR: Quantificamos a produção diária de néctar em 23 plantas desde o início até o término da floração de cada

indivíduo. O volume de néctar em cada flor foi extraído com uma microseringa de 25 μ l em quatro intervalos de três horas, iniciando-se logo após a antese. Quando duas flores abriam no mesmo dia numa inflorescência, aleatoriamente escolhia-se uma delas para a extração do néctar somente no fim do dia, a fim de verificarmos a produção acumulada do néctar. Comparamos o volume de néctar acumulado (retirado somente no fim do dia) com a soma do volume de néctar retirado nas medidas realizadas ao longo do dia através de Anova com medidas repetidas. Tal comparação nos indica se as visitas dos beija-flores induzem um aumento da produção de néctar (caso a produção das flores que tiveram sucessivas extrações seja maior que as que tiveram somente a extração acumulada) ou se as extrações realizadas com microseringa danificaram o nectário floral (caso as sucessivas medidas apresentem valores menores do que a medida acumulada).

VISITANTES FLORAIS: A frequência e comportamento dos visitantes florais foram registrados através de observações naturalísticas com auxílio de binóculo 7x50. Realizamos as observações desde a antese até a senescência da flor de *H. acuminata*, sendo uma planta observada por dia. A frequência de visitas foi calculada através da razão do número de flores visitadas (para cada visitante) pelo número de horas de observação.

3. Resultados e Discussão

SISTEMA REPRODUTIVO: *Heliconia acuminata* é uma espécie hermafrodita e não apresenta separação espacial nem temporal de suas estruturas reprodutivas (não-hercogâmicas). Não houve formação de frutos em flores tratadas com autopolinização espontânea e agamospermia. Indivíduos tratados com autopolinização manual e geitonogamia geraram frutos em proporção similar ao encontrado nas plantas controle e nas tratadas com polinização cruzada manual (Kruskal-Wallis $H' = 2.245$, $GL = 3$, $P = 0,523$). Sendo assim, consideramos *H. acuminata* uma espécie autocompatível, que no entanto necessita de um vetor de pólen para que ocorra formação de frutos e sementes. Este tem sido o padrão mais comum encontrado para o gênero, especialmente para as espécies da América Central.

PRODUÇÃO DE NÉCTAR: Encontramos produção média de 44,20 μ l de néctar por flor. A produção, no entanto apresentou-se altamente variável entre as plantas, seja para a soma de volume das medidas realizadas ao longo do dia (Kruskal-Wallis $H' = 78.283$, $GL = 22$, $P < 0,0001$), ou para a produção acumulada (Kruskal-Wallis $H' = 37.939$, $GL = 20$, $P = 0,009$). Isso indica que há indivíduos oferecendo maior quantidade de energia aos polinizadores. A maior produção de néctar se deu na primeira medida, entre as 06:30 e 08:30, diminuindo progressivamente ao longo do dia ($F = 5.385$, $GL = 22$, $p < 0,0001$). Apesar disso, a soma de todas as medidas realizadas no dia (produção total) foi maior que a produção acumulada (média_{total} = 45,3; média_{acum.} = 33,5; $F = 26,081$; $GL = 1$; $P < 0,0001$). Um aumento na produção total de néctar estimulado pela retirada também foi encontrado para *H. imbricata*, e pode sugerir maior produção de néctar decorrente de visitas do beija-flor (Gill 1988). Entretanto, em *H. imbricata* a produção de néctar aumenta ao longo do dia com as sucessivas retiradas, o que ocorre de modo contrário em *H. acuminata*. Isso pode indicar diferentes estratégias para atração dos visitantes florais e portanto diferentes relações planta-polinizador. O pico na produção de néctar em *H. acuminata* coincidiu com o período de maior visitação por beija-flores, e registramos uma queda acentuada na produção de néctar a partir das 10:30, quando também já não ocorreram mais visitas de beija-flores.

VISITANTES FLORAIS: Realizamos 5764 minutos de observações de visitantes florais, ao longo de 19 dias. Durante os seis primeiros dias observamos todo o período de exposição da flor (06:00 às 18:00) sem nenhum registro de visitas a partir das 12:00. Restringimos assim o período de observação de 06:00 às 12:00, totalizando 4800 minutos de observação no período da manhã e 964 minutos à tarde. As flores de *H. acuminata* recebem visitas de beija-flores do

gênero *Phaethornis* (*P. superciliosus* e *P. bourcierii*), e de duas espécies ainda não identificadas de abelhas. As visitas ocorreram principalmente no início da manhã, concentrando-se entre 07:00 e 09:00h. A partir do meio dia nenhuma visita de beija-flores foi observada. A frequência de visitas de *Phaethornis* encontrada (considerando-se as duas espécies, uma vez que a diferenciação entre elas no momento da visita não foi possível) foi de 0,85 visitas a cada hora. As abelhas apresentaram menor frequências de visitas, de 0,6 e 0,3 visitas/hora para cada espécie observada. Os beija-flores visitaram todas as flores expostas na inflorescência, quando havia mais de uma, bem como flores em inflorescências próximas às observadas. Durante as visitas os troquilídeos introduziam o bico até a base da flor tubular para retirada de néctar, contactando assim as estruturas reprodutivas de *H. acuminata*. Foram registradas apenas três visitas ilegítimas de beija-flores durante todo o período de observação e em média 3,6 visitas legítimas por dia.

As duas espécies de abelhas observadas apresentaram comportamento similar, pousando na flor aberta, na tépala interna que envolve os estames, onde se movimentam para coleta pólen, muitas vezes forçando a abertura da flor e saindo da visita com as corbículas cheias de pólen.

Phaethornis superciliosus e *P. bourcierii* são espécies generalistas, forrageiam por extensas áreas e não apresentam territorialidade em torno de uma fonte de recurso (Linhart 1973). O reduzido número de flores abertas por dia por indivíduo em *H. acuminata*, além do padrão de secreção de néctar são característicos de fontes de recursos para beija-flores heremitas. As abelhas, aparentemente são somente coletores de pólen, e podem eventualmente atuar como polinizadores, uma vez que não há separação espacial entre as estruturas reprodutivas de *H. acuminata*.

4. Conclusões

Além dos beija-flores serem os mais frequentes visitantes florais, acreditamos, através do comportamento realizado na hora da visita e de características florais (flores tubulosas, inodoras, com néctar diluído e inseridas em brácteas vermelhas), bem como relacionando com outros estudos enfocando diferentes espécies de *Heliconia* (Linhart 1973), que sejam seus principais polinizadores. O fato dos beija-flores frequentemente visitarem todas as flores expostas na inflorescência e em inflorescências próximas, e *H. acuminata* não apresentar restrições quanto à autopolinização e geitonogamia, nos indica que tais visitantes florais devem ser polinizadores eficientes. Isso fica ainda mais evidente quando verificamos ausência limitação polínica, uma vez que plantas controle obtêm o mesmo sucesso reprodutivo que plantas sob tratamento de polinização manual cruzada.

5. Referências Bibliográficas

- Berry, F. and W. J. Kress. 1991. *Heliconia: An Identification Guide*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 334 pp.
- Bruna, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132:235-243
- Gascon, C. & Bierregaard, R.O.Jr. 2001. *The Biological Dynamics of Forest Fragments Project: The Study Site, Experimental Design, and Research Activity*. In *Lessons From Amazonia*. 1st ed. Yale University Press. New Haven, USA.
- Gill, F.B. 1988. Effects of nectar removal on nectar accumulation in flowers of *Heliconia imbricata* (Heliconiaceae). *Biotropica* 20:169-171.
- Kress W.J. 1983. Self-incompatibility in Central American *Heliconia*. *Evolution* 37:735-744.
- Kress W.J. 1990. The diversity and distribution of *Heliconia* (Heliconiaceae) in Brazil. *Act. bot. bras* 4: 159-167.
- Linhart Y. B. 1973. Ecological and behavioral determinants of pollen dispersal in hummingbird-pollinated *Heliconia*. *Am. Nat.* 107: 511-523.

Decomposição da liteira fina em uma topossequência na Amazônia Central

Maria Terezinha F. Monteiro⁽¹⁾; Flávio J. Luizão⁽²⁾

⁽¹⁾ Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais (INPA).

E-mail: mont@inpa.gov.br / mont@horizon.com.br

⁽²⁾ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Departamento de Ecologia

E-mail: fluizão@inpa.gov.br

1. Introdução

O processo de biodegradação, ou decomposição, é essencial para a recuperação dos solos da Amazônia por produzir a reciclagem de elementos, liberando os nutrientes contidos na liteira para o solo e, daí, para a produção vegetal; ao mesmo tempo, o carbono forma o húmus no solo, melhorando sua estrutura, sua capacidade de reter água e de trocar íons (Aber & Mellilo, 1991). O estoque de liteira sobre o solo é regulado pela queda de material e sua decomposição na superfície do solo. As taxas de decomposição de liteira fina variam de poucos meses a vários anos para o completo desaparecimento do material (Anderson & Swift, 1983). A velocidade de decomposição de um substrato orgânico é determinada pela qualidade do substrato, além da atividade da biota, que é regulada por fatores ambientais (Anderson & Swift 1983; Moreira, 2002). Os estágios de decomposição, como a lixiviação, o intemperismo e a ação biológica são processos que podem influenciar na velocidade de decomposição da liteira e que estão diretamente relacionados com os períodos sazonais. Estes fatores podem variar consideravelmente com a topografia, levando a taxas e processos diferenciados entre áreas de platô, vertente e baixio. O objetivo deste trabalho foi o de determinar as taxas de decomposição e a dinâmica da liberação dos elementos químicos da liteira em diferentes posições topográficas de uma bacia hidrográfica, correlacionando estes processos com os períodos sazonais.

2. Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Biológica do Cuieiras, do INPA, no km 34 da estrada vicinal ZF-2. A temperatura média anual gira em torno de 26,7 °C e o clima é do tipo Ami segundo a classificação de Köppen. A pluviosidade anual média da área é de 2100 mm (Ribeiro & Adis, 1984). Os solos predominantes foram classificados como Latossolos Amarelos, argissolos, de textura muito argilosa (Chauvel, 1982). A vegetação é de Floresta de Terra Firme, Densa, Úmida e Perene-folia (Guillaumet & Kahn, 1982).

Decomposição da liteira

O estudo da decomposição teve início em maio/2002 (final da época chuvosa), utilizando o método do saco de malha de náilon ("litter-bag"), descrito por Bockock & Gilbert (1957), contendo uma mistura de folhas maduras de cinco espécies de árvores nativas e comuns na área de estudo: *Protium apiculatum* (Bursaceae); *Scleronema micranthum* (Bombacaceae); *Schweilera odorata* (Lecythidaceae); *Sclerolobium micropetalum* (Leguminosae); *Ocotea cujumari* (Lauraceae). Todas as amostras foram previamente secas ao ar, pesadas e colocadas nos sacos de malha de náilon. Os sacos medem 22 cm x 24 cm e têm malha de 1,5 mm, com perfurações laterais maiores (9-10 mm) para permitir a entrada de macrodecompositores. Foram utilizados 24 sacos por parcela, num total de 216 sacos. Que foram retirados após períodos de 30, 60, 120, 180, e 270 dias, cobrindo as estações seca (junho – setembro/02), de transição (novembro/02) e chuvosa (fevereiro).

Foi realizada uma avaliação visual dos eventos biológicos ocorridos nos sacos de malha, sendo destacados aqui somente dois: o grau de ataque de térmitas (cupins) às folhas; e o grau de colonização das folhas por raízes. Após esta avaliação, as amostras de liteira foram limpas, secas, pesadas, moídas e processadas para análise química dos teores de macronutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) e dos micronutrientes Fe e Mn. As determinações das concentrações de

P, K, Ca, Mg, Fe e Mn foram feitas com digestão em H_2SO_4 e H_2O_2 . As leituras foram feitas num espectrofotômetro de absorção atômica, à exceção do fósforo, determinado num espectrofotômetro UV-120-01 marca Shimadzu.

3. Resultados e Discussão

Principais ações biológicas sobre o material em decomposição

A atividade de térmitas (cupins) foi mais intensa na vertente, e menos no baixo até os 116 dias. No platô, a atividade foi maior no período entre 116 e 185 dias, chegando a atingir quase que 80% das amostras, em maior ou menor grau. Há uma intensa atividade de cupins subterrâneos no platô, onde são responsáveis pela remoção de grande parte da liteira, ao contrário do baixo, com atividade de muito baixa de cupins subterrâneos.

A maior porcentagem (78%) de folhas colonizadas por raízes foi encontrada no platô aos 185 dias. Aos 270 dias, a vertente e o baixo apresentaram valores abaixo de 30% de folhas colonizadas por raízes, enquanto que no platô o valor foi acima de 70%. As raízes que penetram dentro dos sacos de decomposição possuem uma função similar aos macroorganismos, pois facilitam a quebra das folhas e, através de associações micorrízicas, são capazes de absorver nutrientes (Swift *et al.*, 1979).

Taxa de decomposição da liteira

A perda média de peso do material no período seco (junho-setembro/02), foi mais alta no platô do que no baixo. Os resultados da análise de variância (ANOVA) e a comparação das médias dos percentuais remanescentes pelo teste de Tuckey apresentaram diferenças significativas no baixo, com valores menores do que ambos, platô e vertente ($F = 5,59$; $P < 0,05$). Estes dados coincidem com os encontrados por Luizão & Schubart (1987) numa floresta de terra firme próxima ao local do presente estudo. Entre as posições topográficas estudadas, houve uma maior variação na porcentagem do material remanescente na vertente, principalmente quando estas retiradas ocorreram no período seco (66 e 116 dias); no platô, houve uma perda de peso constante do material, independente dos períodos sazonais, enquanto que no baixo houve uma queda acentuada após 116 dias, quando as retiradas ocorreram no período de transição (185 dias) e chuvoso (270 dias).

Concentração de nutrientes na liteira em decomposição

A concentração de fósforo (P) foi muito mais variável do que a concentração dos outros elementos. O P apresentou nítida tendência à acumulação durante o primeiro mês e decresceu rapidamente aos 116 dias no platô e vertente, provavelmente devido à lixiviação, sendo que posteriormente houve um aumento aos 185 dias.

Os elementos K e Mg apresentaram forte lixiviação durante o primeiro mês de permanência sobre o solo, particularmente o K; esses resultados coincidem com os encontrados por Kato (1995) em um experimento realizado em uma floresta primária em Itacoatiara, AM. Depois de 30 dias, o K continuou diminuindo as concentrações, mas o Mg aumentou essas concentrações, só voltando a ser liberado depois de 116 dias, na época de transição. O K apresentou uma tendência de diminuição de concentrações, similar para todas as posições topográficas. Não houve diferenças acentuadas entre os períodos sazonais.

O Ca apresentou uma pequena tendência de acumulação nas folhas de decomposição até 116 dias no platô, sendo liberado no último período. A acumulação do Ca na liteira em decomposição tem sido associada à sua presença nos componentes resistentes do material foliar, como por exemplo, a celulose (Schlesinger, 1985). Talvez esta acumulação se deva em parte a duas das espécies que foram usadas no experimento, o cardeiro (*Scleronema micrantum*) e o louro (*Ocotea cujumari*), que possuem material foliar bastante resistente.

Os elementos Fe e Mn apresentaram uma nítida tendência à acumulação durante todo período do material sobre o solo.

Os estoques inicial e final (massa de liteira restante x concentração dos elementos) de P, K, Ca, Mg, Fe e Mn na liteira em

decomposição foi também avaliado para cada tempo, para determinar sua acumulação ou liberação em cada tempo e posição topográfica estudados. Os maiores estoques remanescentes desses elementos, durante todo período do material sobre o solo, foram encontrados no baixo. Depois de 185 dias, o baixo apresentou as menores liberações dos elementos analisados, exceto os microelementos Fe e Mn, liberados mais rapidamente do que no platô e vertente. Destes, porém, somente o ferro apresentou diferenças significativas com relação às três posições topográficas (ANOVA, $F = 4,82$ $P < 0,01$).

4. Conclusões

A maior taxa de decomposição foi encontrada no platô, indicando uma renovação completa dos resíduos dentro do período de 1 ano.

O platô apresentou a maior atividade de térmitas, que chegaram a atacar 70% do total de folhas em decomposição no período chuvoso.

O potássio foi o nutriente que apresentou uma forte lixiviação durante todo o período do experimento.

O ferro e o manganês apresentaram uma acumulação durante todo período do material sobre o solo.

Das posições topográficas estudadas, o baixo apresentou a menor taxa de liberação de fósforo, potássio, cálcio e magnésio.

5. Referências Bibliográficas

- Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1991. Terrestrial Ecosystems. Saunders College Publishing, United States of America. 173 – 194.
- Anderson, J.M. & Ingram, J.S. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. 2ª ed. C.A.B. International, Oxford, UK. 221p.
- Anderson, J.M. & Swift, J.M. 1983. Decomposition in Tropical Rain Forests. In: S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick. Eds. *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford 287 – 309.
- Bockock, K.L. & Gilbert, O.J.W. 1957. Changes in the amount of nitrogen in decomposing leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil* 9 179-185.
- Chauvel, A. 1982. Os Latossolos Amarelos, álicos, argilosos, dentro dos ecossistemas das bacias experimentais do INPA e da região vizinha. *Acta Amazonica* supl. 12 (3): 47-60.
- Guillaumet, J.L. & Kahn, F. 1982. Structure et dynamisme de la forêt. *Acta Amazonica* supl. 12 (3) 61-77.
- Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1987. Litter production and decomposition in a terra firme Forest of Central Amazônia. *Experientia*, 43:259-265.
- Moreira, F.M.S. & Siqueira, J.O. 2002. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: Editora UFLA, 626p.
- Kato, A.K. 1995. Dinâmica da entrada de nutrientes via liteira em plantios de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa*, H.B.K) em ecossistemas de pastagens degradadas e de floresta primária. Manaus: INPA/UFAM. 180p.
- Ribeiro, M.N.G. & Adis, J. 1984. Local rainfall variability – a potential bias for bioecological studies in the Central Amazon. *Acta Amazonica* supl. 14 (1/2): 159-174.
- Schubart, H.O.R.; Franken, W. Luizão, F.J. 1984. Uma floresta sobre solos pobres. *Ciência Hoje*, 2 (10): 26-32.
- Schlesinger, W., 1985. Decomposition of chaparral shrub foliage. *Ecology* 66, 1353-1359.
- Swift, M.J., Heal, O.W. Anderson & J.M. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. In D. J. Anderson, P. Greig—Smith Ma & F. A. Pitelka (eds.). *Studies in Ecology* Vol. 5. University of California Press, Berkeley, California, USA. P. 372.

Efeito da fragmentação florestal sobre a riqueza e composição das espécies de Rubiaceae da zona urbana de Manaus, Amazonas

Mariana Rabello Mesquita¹ & Rita de Cássia Guimarães Mesquita²

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM. rabello@inpa.gov.br

²Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM.

1. Introdução

Fragmentos florestais podem diferir com relação à sua forma, tamanho, microclima, luz, solo, grau e tempo de isolamento, intensidade de efeito de borda, tipo e intensidade de uso (Saunders *et al.*, 1991). Cada vez que um ecossistema é fragmentado, mudanças estruturais e biológicas são observadas, com efeito conseqüente nos processos ecológicos operando no fragmento. A próxima conseqüência destas mudanças é a extinção local, efeito mais freqüentemente registrado de fragmentação de habitat (Souza *et al.*, 2001).

A região de Manaus, especialmente a área urbana, vem crescendo de maneira acelerada e desordenada, provocando grandes desmatamentos e a fragmentação de florestas que antes eram contínuas. Isso acarreta a degradação da vegetação nativa da cidade, até mesmo de áreas de proteção ambiental, reservas e parques ecológicos, assim como áreas verdes de propriedade privada.

Nos fragmentos florestais da zona urbana de Manaus há uma grande riqueza de espécies vegetais, entre as quais destacam-se, por sua ampla ocorrência, abundância, características vegetativas de fácil reconhecimento, potencial ornamental e medicinal, as espécies da família Rubiaceae, às quais se restringiu este estudo. A família Rubiaceae tem cerca de 10.700 espécies, distribuídas em 637 gêneros e 44 tribos. É uma das maiores e mais abundantes famílias de dicotiledôneas, ocorrendo em todo o mundo, predominantemente nas regiões tropicais (Ribeiro *et al.*, 1999; Gentry, 1993). O grupo exibe grande plasticidade ecológica, o que o torna um bom candidato para avaliar mudanças na riqueza e composição florística associadas aos efeitos da fragmentação florestal. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da fragmentação florestal sobre a composição e riqueza de espécies de Rubiaceae ocorrentes na zona urbana de Manaus, mais especificamente com a finalidade de:

1. Comparar dois métodos de levantamento de riqueza e composição de Rubiaceae.

2. Avaliar a relação entre similaridade na composição de espécies de Rubiaceae e distância entre os fragmentos.

3. Avaliar se a similaridade na composição de espécies de Rubiaceae tem relação com a heterogeneidade de ambientes.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em onze fragmentos florestais dentro da área urbana de Manaus, localizados e visualizados no programa Arc View 3.2, através de uma imagem de satélite Landsat ETM-7, 2001 (cedida pelo PDBFF – Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais - INPA). Foram amostradas 330 parcelas de 10x10 m, totalizando 3,3 ha. Foram estabelecidas 30 parcelas em cada fragmento – 15 na região central do fragmento, distanciadas entre si 30 m (parcelas sistemáticas), e outras 15 sorteadas, distribuídas aleatoriamente por toda a área do fragmento (parcelas aleatórias).

A composição de espécies de Rubiaceae foi determinada através de coleta e identificação dos espécimes encontrados nas parcelas, considerando todos os indivíduos de Rubiaceae acima de 50 cm de altura, sendo contados e identificados ao nível de espécie (ou morfoespécie). No laboratório, as identificações feitas em campo foram confirmadas pelo estudo das amostras secas, com ajuda de literatura especializada e por comparação com material herborizado. A partir da composição de espécies, foi construída uma matriz de similaridade, através do cálculo de índice de Jaccard entre os onze fragmentos.

As distâncias espaciais entre os fragmentos foram calculadas pelo programa ArcView, e a partir destes valores foi construída

uma matriz de distâncias espaciais entre os 11 fragmentos.

Para caracterizar a heterogeneidade ambiental de cada parcela de 10x10m, foram usadas três variáveis: altura média da vegetação, abertura de dossel e área basal. A altura média da vegetação foi obtida estimando-se as alturas de cinco indivíduos, um no centro e um em cada canto da parcela. Para a área basal foi medido em cada parcela o diâmetro à altura do peito (DAP) de todos os indivíduos com DAP maior que 5 cm; posteriormente foi calculado o somatório desses valores por parcela, para o cálculo da área total correspondente por parcela, a qual foi dividida por 100 m² (área de cada parcela), obtendo-se a área basal de madeira por área de parcela. A abertura de dossel foi estimada através de fotografias tiradas com uma câmera digital SONY (MVC-FD7 MAVICA), em cada parcela. No centro da parcela, a máquina foi posicionada sobre um tripé, a 1 m do solo, formando um ângulo de 90°, com a lente voltada para cima. No laboratório, as imagens foram analisadas no programa Adobe Photoshop 5.5 (Adobe Systems Incorporated), de acordo com a metodologia usada por Engelbrecht & Herz (2001), seguindo um procedimento padrão, que resultou na porcentagem de “pixels” brancos, representando a abertura de dossel da imagem. Posteriormente foi calculada a variância para as três variáveis ambientais (altura média da vegetação, abertura de dossel e área basal) e a partir destes valores foi construída uma matriz de distância ambiental ou heterogeneidade ambiental.

3. Discussão e Resultados

Os tamanhos dos fragmentos variaram de 10 a 712 ha. No total foram encontradas 60 espécies e 1328 indivíduos de Rubiaceae. O padrão geral foi muitas espécies raras e poucas espécies muito freqüentes. O fragmento que apresentou maior riqueza de espécies (25 espécies) também teve a maior abundância (267 indivíduos). Alguns fragmentos apresentaram poucas espécies, porém bastante abundantes, como é o caso do fragmento do Parque Municipal do Mindu, com 7 espécies e um total de 127 indivíduos.

Não houve diferença significativa entre os dois métodos de levantamento (aleatório e sistemático) de Rubiaceae, avaliando a riqueza (Teste t pareado: $p=0,649$, $N=11$) e a composição de espécies (Teste t pareado $p=0,939$; $N=24$). Talvez riqueza não seja o melhor parâmetro para comparar os dois métodos de levantamento. Mudanças estruturais podem também ser processos determinantes da riqueza de espécies dos fragmentos. Espécies mais sensíveis tenderão a desaparecer, pois podem não se aclimatar a tais mudanças, enquanto para outras isto pode funcionar como criação de novos habitats, de acesso mais fácil, permitindo seu estabelecimento no local. Fatores históricos de cada fragmento, como tempo de isolamento, queimada, corte etc., podem estar influenciando mais na composição de espécies do que o método de amostragem escolhido.

Os índices de similaridade florística entre os fragmentos variaram de 0 a 0,48, mostrando similaridade relativamente baixa, visto que os fragmentos mais similares não chegaram a compartilhar nem 50% das espécies. A distância espacial entre os fragmentos variou de pouco menos de 1 Km até pouco mais de 9 Km. A similaridade na composição de espécies de Rubiaceae foi negativamente correlacionada com a distância dos fragmentos entre si (Mantel: $p=0,0226$, $r=-0,277$). Fragmentos mais próximos entre si foram também mais similares com relação à composição de espécies, o que já era esperado, pois quanto mais próximos os fragmentos, maior a conectividade entre eles, favorecendo a dispersão e a colonização natural. Tuomisto *et al.* (2003) analisaram de forma semelhante seus dados para dois grupos de plantas distintos (pteridófitas e Melastomataceae) – usando também testes de Mantel – e obtiveram correlações significativas com a distância espacial. Apesar da forte relação da distância espacial sobre a similaridade na composição de espécies de Rubiaceae, isso não é regra geral e não necessariamente é o único fator que está afetando a riqueza, composição e distribuição das espécies, pois há alguns casos em que os

fragmentos são próximos e possuem baixa similaridade florística. Fatores ecológicos, históricos, edáficos, geomorfológicos, antrópicos e ambientais, não medidos neste estudo, podem ter forte influência e diferentes efeitos sobre as espécies.

Os valores da matriz de heterogeneidade ambiental variaram de 0 a 0,1, o que significa valores muito baixos de heterogeneidade, visto que o máximo esperado entre dois fragmentos seria 1. O menor valor do índice de heterogeneidade entre dois fragmentos foi 0. A relação entre a similaridade de espécies e a heterogeneidade de ambientes não foi significativa (Mantel: $p = 0,499$; $r = -0,0002$). Era esperado que houvesse uma relação, pelo fato de que fatores ambientais podem ter influência na composição diferenciada de espécies entre os fragmentos. Duas áreas podem ser próximas espacialmente, mas podem conter quantidade e tipos diferentes de ambientes dentro delas, abrigando, portanto, diferentes espécies. Tuomisto *et al.* (2003) obtiveram também correlações significativas com a distância ambiental. Entretanto, os métodos usados e os grupos foram diferentes, o número de repetições e as distâncias espaciais foram muito maiores, além de que as variáveis ambientais usadas foram amostras compostas de solo de cada local. De qualquer forma, eles acreditam que as tendências a similaridades espacial e ambiental podem aparecer para outros grupos de plantas, se forem analisadas de modo igualmente detalhado. O presente trabalho não teve as mesmas dimensões (espaciais e ambientais), mas o resultado foi semelhante para a similaridade florística, a qual mostrou forte tendência a diminuir com o aumento da distância espacial. Também houve concordância entre os dois trabalhos no sentido de que dentro de uma mesma região os locais podem ser tão diferentes que podem não compartilhar uma única espécie (como é o caso dos fragmentos F7 e F11).

4. Conclusões

Os métodos aleatório e sistemático não apresentam diferenças para o levantamento de riqueza e composição de espécies de Rubiaceae.

A similaridade na composição de espécies de Rubiaceae é menor quanto maior for a distância entre os fragmentos e não está relacionada com a semelhança da heterogeneidade ambiental entre eles.

É complicado analisar o efeito que fatores ambientais causam na riqueza e composição de espécies dentro dos fragmentos, separadamente da influência que a ação humana exerce sobre a estrutura da paisagem como um todo. A ação antrópica é grande responsável pela estrutura atual da paisagem destes fragmentos. É necessário avaliar seus efeitos, conhecer o grau de degradação de cada uma das áreas, para obter respostas do quanto é possível recuperar, do quanto é possível manter e do que é necessário conservar, para apoiar pesquisas que visem a conservação. O padrão dos diferentes elementos da paisagem e suas mudanças ao longo do tempo são produtos de processos culturais e naturais. Portanto, os resultados encontrados hoje são consequência da formação, uso e destino diferenciados dessas áreas.

Para planos de manejo e conservação deve ser ressaltada a importância dos fragmentos florestais espalhados pela cidade para a conservação da biodiversidade, pela influência que a distância exerce sobre a composição diferenciada de espécies. Fragmentos podem atuar como o último refúgio para espécies de plantas e animais, portanto vale a pena conservar fragmentos florestais, mesmo que pequenos. Se fragmentos mais distantes dentro da zona urbana de Manaus estão abrigando diferentes espécies, a destruição de qualquer um deles pode causar a extinção local (ou até mesmo regional) de espécies de Rubiaceae e possivelmente de outros grupos taxonômicos. É preciso conservar, mesmo os fragmentos menores, pois podem abrigar espécies ausentes em todos os outros.

5. Referências Bibliográficas

Engelbrecht, B.M.J. & Herz, H.M. 2001. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests.

J. Trop. Ec. 17: 207-224.

Gentry A.H. 1993. A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with supplementary notes on herbaceous taxa. Conservation International, Washington, D.C., U.S.A. 895 pp.

Ribeiro, J.E.L. da S.; Hopkins, M.J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A. da S.; Brito, J.M. de; Souza, M.A.D. de; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G.; Assunção, P.A.C.L.; Pereira, E. da C.; Silva, C.F. da; Mesquita, M.R. & Procópio, L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Manaus: INPA-DFID. 816 pp.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Cons Biol.* 5: 18-32.

Souza, O.G. de; Schoereder, J.H.; Brown, V. & Bierregaard, R.O. Jr. 2001. A Theoretical Overview of the Processes Determining Species Richness in Forest Fragments. In: Bierregaard, R.O. Jr.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E. & Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lessons from Amazonia – The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. pp. 13-21. Yale University Press, New Haven & London. 460 pp.

Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. *Science*, 299:241-244.

(Agradecimentos: Eduardo Martins Venticinque, pelo apoio científico e moral; Marcelo Gordo, pelo apoio total em todas as fases do trabalho; Marina Antongiovanni da Fonseca, pela atenção e amizade; Claudécio e Reinaldo, pela ajuda de campo; Sala Maloca (PDBFF), especialmente Dadão, Marina, Carlos Messia e Marcelo Moreira; INPA (CPPG, CPEC, PDBFF); CNPq, pela bolsa de mestrado; SAPECA, pelo apoio financeiro; Projeto Sauim-de-Coleira (UFAM), pelo apoio logístico e carinho da equipe).

Influência da matriz inter habitat na ocorrência de aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos florestais na Amazônia

Marina Antongiovanni¹ & Jean Paul Metzger²

¹ Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), C.P. 478, Manaus, AM 69011-970, Brasil. E-mail: marina@inpa.gov.br

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, 321, travessa 14, Cidade Universitária, CEP- 05508-900, São Paulo, SP, Brasil.

1. Introdução

A medida que uma paisagem se torna fragmentada, o tamanho dos fragmentos de hábitat diminui e a resistência ao deslocamento dos organismos entre estes fragmentos aumenta, devido à maior distância entre eles, à destruição de elementos da paisagem, que poderiam estar funcionando como facilitadores de fluxos biológicos, como corredores e stepping stones, e à diminuição da permeabilidade da matriz inter-hábitat. No entanto, apesar de poucos estudos considerarem a matriz inter-hábitat, é cada vez mais evidente que ela afeta as populações e comunidades fragmentadas (Gascon *et al.* 1999, Ricketts, 2001).

Neste estudo, a matriz será considerada como toda a porção da paisagem que tenha sofrido, em algum momento, intensa perturbação antrópica, como por exemplo, corte e queima da vegetação original.

A importância da matriz nas respostas das espécies à fragmentação varia em função de características biológicas das espécies, em particular, do modo que cada uma delas utiliza os recursos existentes (O'Neill *et al.*, 1988, With & Crist, 1995) e do grau de fidelidade a um determinado hábitat.

Este trabalho tem por objetivo geral compreender qual é a importância da matriz inter-hábitat na ocorrência de indivíduos de

sete espécies de aves insetívoras de sub-bosque nos fragmentos de floresta amazônica estudados pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Mais especificamente procuramos responder às seguintes perguntas:

1. Existe diferença na ocorrência de indivíduos das sete espécies estudadas entre a mata contínua e os fragmentos do PDBFF?

2. A ocorrência de indivíduos das espécies difere entre mata contínua e capoeiras?

2. Metodologia

Este estudo foi realizado nas áreas do PDBFF, situadas a cerca de 70 km ao norte de Manaus (60° 00' W, 2° 20' S), Brasil. No total foram amostrados cinco pontos em fragmentos de 1ha, 12 em fragmentos de 10ha, 18 em fragmentos de 100ha, 27 pontos em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp, 26 em capoeiras dominadas por *Vismia* spp e 24 em áreas de mata primária contínua.

As amostragens foram conduzidas usando a técnica de *play back* (Parker 1991) com a finalidade de detectar a ocorrência (presença ou ausência) de sete espécies de aves insetívoras de sub-bosque nos pontos de coleta. As espécies analisadas foram *Hypocnemis cantator*, *Percnostola rufifrons*, *Thamnomanes ardesiacus* e *Thamnomanes caesioides* da família Thamnophilidae, *Cyphorhinus arada* (família Troglodytidae) *Formicarius colma* (família Formicariidae) e *Hylophilus ochraceiceps* (família Vireonidae). Todas elas estão incluídas entre as mais abundantes antes do processo de fragmentação das áreas do PDBFF (Stouffer & Bierregaard 1995).

Para responder às perguntas propostas neste trabalho, foi usado o Teste G de distribuição de frequências (Zar 1999). A diferença entre os valores esperados e observados na frequência de ocorrências de cada uma das espécies foi comparada entre: a) mata primária contínua e os fragmentos de 1, 10 e 100ha; b) mata primária contínua e capoeiras dominadas por *Cecropia* spp e *Vismia* spp. Os resultados foram considerados significativos para valores de $P < 0,05$. Testes G também foram realizados *a posteriori* quando as comparações evidenciadas acima apresentaram resultados significativos.

3. Resultados e Discussão

As espécies responderam de maneira diferenciada aos estímulos do *play back* nos variados ambientes, de modo a nos permitir separá-las em três grupos de espécies em função de suas respostas. O primeiro é constituído por espécies especializadas em ocupar clareiras dentro da mata primária, *H. cantator* e *P. rufifrons*, classificadas aqui como pouco sensíveis ao processo de fragmentação, pois foram mais frequentes em áreas de vegetação secundária e nos fragmentos do que nas áreas de mata primária contínua. O segundo é constituído por espécies moderadamente sensíveis à fragmentação, *T. caesioides* e *F. colma*, que foram encontradas em todos os ambientes, mas com frequências menores nos fragmentos de 1 e 10ha e nas capoeiras do que nas áreas contínuas e nos fragmentos de 100ha. O terceiro é composto por espécies ditas aqui como muito sensíveis à fragmentação, *C. arada*, *H. ochraceiceps* e *T. ardesiacus*, que ocorreram quase que restritamente em áreas de floresta primária com mais de 10ha.

Espécies pouco sensíveis

Nas comparações realizadas entre as frequências de ocorrências registradas na mata contínua e nos fragmentos de 1, 10 e 100ha, apenas *P. rufifrons* apresentou diferenças significativas ($G = 8,463$; $gl = 3$; $P = 0,037$). Em testes posteriores, pudemos verificar que esta espécie foi mais frequente nos fragmentos de 100ha ($G = 4,651$; $gl = 1$; $P = 0,031$), 10ha ($G = 4,651$; $gl = 1$; $P = 0,031$) e 1ha ($G = 4,517$; $gl = 1$; $P = 0,034$) do que nas áreas de mata primária contínua. *H. cantator* e *P. rufifrons*, apresentaram diferenças significativas entre a frequência de ocorrências encontrada nas áreas de mata primária contínua e nos dois tipos de capoeira ($G = 9,183$; $gl = 2$; $P = 0,010$ e $G = 14,892$; $gl = 2$; $P = 0,001$, respectivamente). Nos testes realizados *a posteriori*, *H. cantator* foi mais frequente em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp ($G = 7,104$; $gl = 1$; $P = 0,008$) e em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 6,609$; $gl = 1$; $P = 0,010$) do que nas

áreas de mata contínua. O mesmo padrão foi verificado para *P. rufifrons* que apresentou diferenças significativas nas comparações entre mata contínua e capoeiras dos dois tipos ($G = 14,892$; $gl = 2$; $P = 0,001$), ocorrendo mais frequentemente em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp ($G = 14,888$; $gl = 1$; $P = 0,000$) e em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 4,193$; $gl = 1$; $P = 0,041$) do que em áreas de mata primária contínua.

Espécies moderadamente sensíveis

Para estas espécies não detectamos diferenças significativas entre as frequências de ocorrências encontradas na mata contínua e nos fragmentos de 1, 10 e 100ha ($G = 0,674$; $gl = 3$; $P = 0,879$ para *T. caesioides* e $G = 3,926$; $gl = 3$; $P = 0,270$ para *F. colma*). *T. caesioides* também não apresentou diferenças significativas entre capoeiras dominadas por *Cecropia* spp e dominadas por *Vismia* spp e áreas de mata primária contínua. No entanto, para *F. colma*, os resultados foram estatisticamente significativos nas mesmas comparações ($G = 15,685$; $gl = 2$; $P = 0,000$). Nos testes realizados *a posteriori* verificamos que *F. colma* foi significativamente mais frequente nas áreas de mata contínua do que em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp ($G = 13,992$; $gl = 1$; $P = 0,000$) ou em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 7,595$; $gl = 1$; $P = 0,006$).

Espécies muito sensíveis

Entre as espécies deste grupo, *H. ochraceiceps* e *T. ardesiacus* apresentaram diferenças significativas entre as frequências de ocorrências obtidas nas áreas de mata primária contínua e nos fragmentos de 1ha, de 10ha e de 100ha ($G = 8,498$; $gl = 3$; $P = 0,037$ e $G = 9,680$; $gl = 3$; $P = 0,021$, respectivamente). Em testes posteriores, verificamos que *H. ochraceiceps* não apresentou diferenças significativas na análise entre mata contínua e fragmentos de 100ha, mas a frequência de ocorrências foi significativamente menor em fragmentos de 10ha do que nas áreas contínuas ($G = 5,448$; $gl = 1$; $P = 0,020$). Embora não tenhamos registrado nenhum indivíduo desta espécie nos fragmentos de 1ha, as análises não mostraram diferenças estatísticas entre a frequência de ocorrências encontrada para a espécie nestes fragmentos e áreas de mata contínua. As análises posteriores realizadas para *T. ardesiacus* revelaram que esta espécie foi menos frequente em fragmentos de 1ha ($G = 5,392$; $gl = 1$; $P = 0,020$) e em fragmentos de 10ha ($G = 5,841$; $gl = 1$; $P = 0,016$) do que nas áreas contínuas. Não foram observadas diferenças significativas entre a frequência de ocorrências de indivíduos desta espécie em mata contínua e fragmentos de 100ha. *C. arada* não ocorreu nenhuma vez nos fragmentos de 1ha e de 10ha, no entanto, não obtivemos diferenças estatísticas nas análises realizadas para esta espécie, pois casos de presença de *C. arada* na mata contínua e em fragmentos de 100ha também foram raros. Entre as espécies muito sensíveis, *C. arada* teve suas frequências de ocorrências significativamente distintas entre capoeiras dominadas por *Cecropia* spp, capoeiras dominadas por *Vismia* spp e mata primária contínua ($G = 7,268$; $gl = 2$; $P = 0,026$), apresentando-se mais frequente nas áreas primárias do que em capoeiras de *Cecropia* spp ($G = 4,734$; $gl = 1$; $P = 0,030$) ou em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 4,612$; $gl = 1$; $P = 0,032$). Esta espécie não foi registrada nenhuma vez dentro das capoeiras. A frequência de ocorrências de *T. ardesiacus* de *H. ochraceiceps* também foi significativamente distinta entre os três ambientes analisados ($G = 24,980$; $gl = 2$; $P = 0,000$ e $G = 7,345$; $gl = 2$; $P = 0,025$, respectivamente). Em testes realizados posteriormente verificamos que *T. ardesiacus* ocorreu com uma frequência menor em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp ($G = 13,992$; $gl = 1$; $P = 0,000$) e em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 19,587$; $gl = 1$; $P = 0,000$) do que nas áreas contínuas. Esta espécie foi registrada apenas uma vez em uma capoeira de *Cecropia* spp. *H. ochraceiceps* também ocorreu com menor frequência em capoeiras dominadas por *Cecropia* spp ($G = 5,249$; $gl = 1$; $P = 0,022$) e em capoeiras dominadas por *Vismia* spp ($G = 5,027$; $gl = 1$; $P = 0,010$) que em áreas de mata primária contínua. *H. ochraceiceps* foi registrada apenas uma vez em cada tipo de capoeira.

4. Conclusão

Todas as espécies que ocuparam de alguma forma toda a extensão amostrada da matriz inter-habitat, *H. cantator*, *P. rufifrons*, *F. colma* e *T. caesiuss*, foram registradas nos fragmentos de 1, 10 e 100ha.

No entanto, especialmente para as espécies moderadamente sensíveis à fragmentação, a capacidade de fixar territórios na matriz inter-habitat foi fundamental para a recolonização dos fragmentos pequenos. Os fragmentos de 1ha, principalmente por não apresentarem a área mínima requerida como território por estas espécies, não poderiam manter indivíduos de *F. colma* e *T. caesiuss* fossem embebidos por uma matriz totalmente inóspita. Ambas as espécies só mantiveram-se nos fragmentos menores porque reconhecem a matriz como habitat, mesmo que de qualidade inferior (como no caso de *F. colma*). O fato destas espécies conseguirem se deslocar através das unidades da matriz talvez fosse insuficiente para que a recolonização dos fragmentos de 1ha ocorresse caso elas não reconhecessem estas unidades como habitat.

Podemos dizer que as espécies mais sensíveis ainda encontram-se extintas localmente na grande maioria dos fragmentos de 1 e 10 ha por não encontrarem neles a área mínima requerida como território e por serem incapazes de usar, efetivamente, a matriz inter-habitat. Já as espécies moderadamente sensíveis, apesar de não terem os requerimentos de área cumpridos nos fragmentos menores, recolonizaram estes fragmentos muito provavelmente porque também utilizam a matriz. Por fim, as espécies pouco sensíveis, que usam muito a matriz, não apresentaram extinções locais e, pelo contrário, foram favorecidas pelas paisagens fragmentadas, apresentando-se mais frequentes nos fragmentos do que na mata contínua.

Em termos de conservação, este trabalho evidencia que para garantir manutenção de populações viáveis de aves em paisagens com pequenas manchas de habitat primário, a matriz inter-habitat deve ser vista como um elemento da paisagem capaz de ampliar as áreas disponíveis a serem englobadas nos territórios das espécies.

Além disso, segundo os resultados obtidos aqui, os fragmentos circundados por *Cecropia* spp são mais eficientemente ocupados por algumas espécies de aves do que os fragmentos circundados por *Vismia* spp. Sendo assim, deve-se considerar que as unidades que compõem a matriz possuem resistências diferenciadas aos deslocamentos das espécies e que o aumento da permeabilidade da matriz pode ser uma opção para amenizar em parte os efeitos da fragmentação florestal na Amazônia.

5. Referências Bibliográficas

- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, Jr., J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
 - O'Neill, R. V., B. T. Milne, M. G. Turner, and R. H. Gardner. 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology* 2:63-69.
 - Parker, T. A. 1991. On the use of tape recorders in avifaunal surveys. *Auk* 108:443-444.
 - Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist*. 158: 87-99.
 - Stouffer, P. C., and R. O. Bierregaard, Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2445.
 - With, K. A., and T. O. Crist. 1995. Critical threshold in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76:2446-2459.
 - Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA
- (Agradecimentos: Richard O. Bierregaard, Jr, Philip C. Stouffer, Eduardo Martins Venticinque, Francisco Marques, Susan Laurance, PDBFF e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.)

Estrutura e composição florística em florestas de várzea no município de Breves, Estado do Pará

*Mário Augusto Gonçalves Jardim*¹; *Dário Dantas do Amaral*¹, *Gideão Costa dos Santos*¹; *Tonny David Santiago Medeiros*¹ & *Carlos Alberto da Silva*¹
¹Museu Paraense Emílio Goeldi, Coordenação de Botânica (jardim@museu-goeldi.br)

1. Introdução

No estuário amazônico, a fragmentação de áreas florestais tem afetado populações vegetais reduzindo a densidade populacional das espécies que possuem potencial econômico madeireiro e/ou extrativista (Jardim e Anderson, 1987; Anderson e Jardim, 1989; Anderson *et al*, 1985; Anderson *et al*, 1995, Pires *et al*, 1996). Nas duas últimas décadas do século passado, a preocupação com a população local e a produção das várzeas amazônicas acentuou-se. As florestas de várzea têm múltiplas funções nesses ecossistemas servindo como habitat para um grande número de plantas e animais endêmicos e como fonte de alimento. O manejo sustentável dos recursos naturais renováveis da várzea somente é possível através de modelos de utilização baseados em conceitos que incluam o manejo sustentável das florestas inundáveis como forma de assegurar a diversidade (Vieira, 1992; Jardim, 1996; Nogueira, 1997; Jardim, 2000). O objetivo do trabalho foi avaliar a composição e estrutura florística em áreas de várzea sujeitas aos efeitos da exploração dos recursos madeireiros e palmito do açazeiro (*Euterpe oleracea* Mart.).

2. Métodos

O estudo foi realizado no município de Breves localizado na mesorregião leste paraense no arquipélago da Ilha do Marajó, pertencendo à microrregião dos Furos de Breves no Estado do Pará nas localidades de Santo Amaro (01° 48' 08" S e 50° 28' 39" W) e Pracaxi-açu (01° 49' 16" S e 50° 34' 48" W) em consequência das atividades extrativas predatórias, no que diz respeito à madeira e palmito (Costa, 2000).

Em cada localidade foram delimitadas 50 parcelas de 25 m x 10m. Mediu-se todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP ³ 20 cm); a medição das palmeiras foi baseada em Scariot *et al*. (1989) adotando-se o DAP ³ 10 cm. A altura foi estimada para todos os indivíduos mensurados. Para análise dos dados, baseou-se em Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), calculando-se a frequência relativa (FR); densidade relativa (DR); dominância relativa (DoR); índice de valor de importância (IVI) e o índice de valor de cobertura (IVC) para famílias e espécies através do Programa Fitopac. Os valores de diversidade para espécies foram calculados pelos índices de Shannon-Weaver (H'), Equabilidade (J) e Simpson (D). A similaridade de espécies pelos índices de Sorensen. (Ss) e Jaccard (Sj). As amostras botânicas coletadas foram identificadas adotando-se o Sistema de Cronquist e incorporadas no Herbário João Murça Pires do Museu Paraense Emílio Goeldi.

3. Resultados

Em Santo Amaro foram amostradas 59 espécies distribuídas em 28 famílias e 52 gêneros. Os valores de frequência relativa mais representativos foram das espécies: *Euterpe oleracea* (14,71%), *Virola surinamensis* (8,33%) e *Pentaclethra macroloba* (7,84%). Na densidade relativa: *Euterpe oleracea* (49,35%), *Virola surinamensis* (8,39%) e *Pentaclethra macroloba* (8,23%) e *Mauritia flexuosa* (5,48%). Entre as espécies, o açazeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) apresentou 490 indivíduos (touceiras) num total de 1.520 estipes. Para dominância relativa, *Euterpe oleracea* (38,34%) continuou obtendo a primeira posição seguida por *Virola surinamensis* (6,73%). Quanto ao índice de valor de importância, destacam-se: *Euterpe oleracea* (34,13%), *Virola surinamensis* (7,82%), *Pentaclethra macroloba* (6,99%) e *Mauritia flexuosa* (6,97%). Para o índice de valor de cobertura: *Euterpe oleracea* (87,70%), *Virola surinamensis* (15,12%), *Pentaclethra*

maculosa (13,15%) e *Mauritia flexuosa* (16,02%), *Mora paraensis* (10,37%), *Ceiba pentandra* (6,76%) e *Hevea brasiliensis* (6,62%). Entre as famílias, Fabaceae apresentou oito espécies seguida por Arecaceae (6), Lecythidaceae (9) e Euphorbiaceae (4). Quanto a frequência relativa foram mais representadas: Myristicaceae (15,79%), Fabaceae (10,53%), Mimosaceae (10,00%), Arecaceae (9,47%), Caesalpinaceae (6,32%), Anacardiaceae (5,79%) e Euphorbiaceae (5,26%). Na densidade relativa: Myristicaceae (49,35%), Fabaceae (9,68%), Mimosaceae (8,87%) e Arecaceae (7,26%). Na dominância relativa destacam-se: Myristicaceae (38,34%), Caesalpinaceae (12,31%), Arecaceae (11,73%), Fabaceae (7,39%), Bombacaceae (5,66%), Mimosaceae (5,27%) e Lecythidaceae (5,03%). Quanto ao índice de valor de importância: Myristicaceae (34,50%) e Caesalpinaceae (7,34%).

Em Pracaxi-Açu foram amostradas 38 espécies distribuídas em 19 famílias e 34 gêneros. Os valores de frequência relativa mais representativos foram das espécies: *Euterpe oleracea* (24,31%), *Virola surinamensis* (12,50%), *Hevea brasiliensis* (6,70%) e *Hura creptans* (5,38%). Na densidade relativa: *Euterpe oleracea* (56,32%) e *Virola surinamensis* (9,92%). Entre as espécies, o açaizeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) apresentou 463 indivíduos (touceiras) num total de 929 estipes. Para dominância relativa, *Euterpe oleracea* (31,46%) continuou obtendo a primeira posição seguida por *Hura creptans* (17,31%), *Hevea brasiliensis* (5,47%) e *Virola surinamensis* (5,38%). Quanto ao índice de valor de importância, destacam-se: *Euterpe oleracea* (37,36%), *Virola surinamensis* (9,27%), *Hura creptans* (8,43%) e *Hevea brasiliensis* (5,44%). Para o índice de valor de cobertura: *Euterpe oleracea* (87,78%), *Hura creptans* (19,90%), *Virola surinamensis* (15,30%) e *Hevea brasiliensis* (9,64%). Entre as famílias, Caesalpinaceae apresentou seis espécies seguidas por Arecaceae (4) e Lecythidaceae (3). Quanto a frequência relativa foram mais representadas: Arecaceae (29,22%), Caesalpinaceae (13,84%), Myristicaceae (12,50%) e Euphorbiaceae (12,08%). Na densidade relativa: Arecaceae (58,51%), Myristicaceae (9,92%), Caesalpinaceae (9,73%) e Euphorbiaceae (6,76%). Na dominância relativa destacam-se: Arecaceae (39,69%), Euphorbiaceae (22,78%), Caesalpinaceae (13,80%), Fabaceae (6,55%) e Myristicaceae (5,38%). Quanto ao índice de valor de importância: Arecaceae (42,47%), Euphorbiaceae (13,87%), Caesalpinaceae (12,46%) e Myristicaceae (9,27%).

Os índices de diversidade e similaridade entre as espécies nas duas áreas foram as seguintes: Santo Amaro - $H' = 2,315$, $D = 0,262$, $J = 0,565$, $Ss = 0,66$ e $Sj = 0,493$; Pracaxi-açu - $H' = 1,491$, $D = 0,169$, $J = 0,363$, $Ss = 0,32$ e $Sj = 0,191$

4. Conclusão

A espécie *Euterpe oleracea* Mart. foi dominante nas duas áreas em relação a outras espécies arbóreas. Embora esteja sofrendo impacto proveniente da extração de palmito tem a vantagem biológica da reprodução assexuada por meio de rebrotas que permite a sua sobrevivência. Os valores de IVI encontrados são baixos quando comparados com outras florestas de várzea com populações nativas de *E. oleracea*. A espécie *Virola surinamensis* foi a segunda espécie de maior ocorrência nas áreas e representa potencial madeireiro para indústrias de compensados. Portanto, é importante que planos de manejo sejam implementados nas localidades de Santo Amaro e Pracaxi-açu para fins de conservação e utilização das espécies.

5. Referências Bibliográficas

- Anderson, A.B. & Jardim, M.A.G. (1989). Cost and benefits of floodplain forest management by rural inhabitants in the Amazon Estuary: A case study of açai palm production. *In: Fragile lands of Latin America, strategies for sustainable development*. Ed. by John O. Browder. University of Tulane. 114-129.
- Anderson, A.B.; Gely, A.; Strudwick, J.; Sobel, G.L. & Pinto, M.G.C. (1985). Um sistema agroflorestal na várzea do estuário amazônico

(Ilha das Onças, município de Barcarena, Estado do Pará. *Acta Amazonica*, Supl. 15(1-2):195-224.

Anderson, A.B.; Magee, P.; Gely, A. & Jardim, M.A.G. (1995). Forest management patterns in the floodplain of the Amazon Estuary. *Conservation Biology*, vol.9, n.1, pg.47-61.

Costa, D.C.T. (2000). *Análise dos Processos de Extração e Beneficiamento do Palmito de açaizeiro (Euterpe oleracea Mart.) em Áreas Ribeirinhas do Município de Breves, Estado do Pará, Brasil*. Belém: Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, 72 p. Dissertação de Mestrado.

Jardim, M.A.G. & Anderson, A.B. (1987). Manejo de populações nativas de açaizeiro no estuário amazônico – resultados preliminares. *Boletim de Pesquisa Florestal*, Curitiba, (15): 1-18, dez.

Jardim, M.A.G. (1996). Aspectos da produção extrativista do açaizeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) no estuário amazônico. *Bol. Museu Paraense Emílio Goeldi*, série Botânica, 12(1): 137-144.

Jardim, M.A.G. (2000). *Morfologia e ecologia do açaizeiro Euterpe oleracea Mart. e das etnovarietades espada e branco em ambientes de várzea do estuário amazônico*. Belém: Universidade Federal do Pará, 138 p. Tese de Doutorado.

Mueller-Dombois, D. & Ellenber, G. H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, John Wiley. 545p.

Nogueira, O.L. (1997). *Regeneração, manejo e exploração de açaiçais nativos da várzea do estuário amazônico*. Belém: UFPA, 149 p Tese de Doutorado.

Pires, J.S.R.; Santos, J.E.; Pires, A.M.Z.C. & Henke-Oliveira, C. (1996). Abordagem metodológica utilizada para classificação e manejo de fragmentos de áreas naturais (Município de Luiz Antônio –SP). *3º Congresso de Ecologia do Brasil*, Brasília (DF), pg.58.

Vieira, R.S. (1992). *Várzeas Amazônicas e a Legislação ambiental brasileira*. Manaus, AM. IBAMA/ INPA-Max-Planck/FUA. 39p.

Ecologia de flebotômios amazônicos: presença de criadouros na periferia do município de Sanataram – PA: dados preliminares

Marlison Augusto Costa Feitosa¹, Felipe Arley da Costa Pessoa¹, Eloy Guillermo Castellon Bermudez²
Pessoa@inpa.gov.br; ¹ Doutorandos, DCEN, INPA, ² Coordenação de Pesquisas de Ciências da Saúde, INPA

1. Introdução

A leishmaniose é um problema de saúde pública, do qual estão expostas, além da população da zona rural e de outras atividades de subsistência, como garimpeiros e caçadores, a população periurbana de algumas cidades. Na área urbana o processo de urbanização da leishmaniose, já começaram a causar problemas a população da periferia de pequenas cidades e grandes metrópoles brasileiras.

O aumento da incidência da leishmaniose tegumentar americana (LTA) na Amazônia é um dos maiores desafios para os Serviços de Saúde Pública e para os pesquisadores. Como a infecção zoonótica é mantida por flebotomos vetores e mamíferos (reservatórios), a leishmaniose cutânea na Amazônia é difícil de ser erradicada, exceto mediante drásticas mudanças no ambiente natural. Sendo assim, estudos detalhados da dinâmica de transmissão, fatores de risco em populações humanas quando expostas, correlação de variáveis bióticas e abióticas, com incidência e prevalência de infecção e a evolução de efeitos de alterações ambientais, são extremamente necessárias a adoção de medidas objetivando reduzir a exposição aos vetores (Barrett, 1993).

Segundo Marzochi & Marzochi (1994) a ocorrência de várias espécies de *Leishmania* e as diferentes situações epidemiológicas encontradas, tanto em regiões de colonização recente quanto de colonização antiga, com tendência a urbanização, vem requerendo

a adoção de diferentes estratégias de controle dessas endemias no Brasil. Ainda, segundo os autores, essas medidas demandam estudos relacionados aos parasitos, insetos vetores, fontes de infecção, distribuição geográfica, fatores históricos e sócio-econômicos, integração dos serviços de saúde, tecnologias apropriadas de diagnóstico, tratamento e imunoprofilaxia.

Estudando sucessão horizontal de espécies de flebotomíneos na Amazônia maranhense, Barros *et al.* (2000) coletaram indivíduos tanto no intradomicílio (dormitório), com frequência menor, quanto no peridomicílio (galinheiro) e na mata, com maior frequência.

A LTA em diferentes localidades da região Sudeste, apresenta caráter de transmissão peridomiciliar, principalmente pela adaptação de algumas espécies de vetores aos ambientes naturais modificados, possibilitando dessa forma o envolvimento de animais domésticos (Marzochi & Marzochi, 1997). O frequente encontro de cães com altas taxas de infecção associada à doença humana sinaliza e reforça o envolvimento deste animal no ciclo de transmissão.

O estudo de criadouros naturais de flebotomíneos, destaca sua presença em locais úmidos, ricos em matéria orgânica em decomposição e com pouca luminosidade, principalmente em áreas de floresta, estando as larvas em meio à serapilheira no chão, em buracos no solo e junto à raízes de árvores de grande porte (Hanson, 1961; Sherlock, 1962; Rutledge & Ellenwood, 1975).

Mais recentemente, alguns autores (Ferro *et al.*, 1997; Vieira *et al.*, 1999; Alencar & Queiroz 2003) tem destacado a presença de larvas de flebotomos em comunidades rurais e em florestas primárias consideradas áreas endêmicas de leishmaniose tegumentar e visceral, com indícios de adaptação destes vetores a áreas peridomiciliares.

Neste estudo foi realizado coleta de matéria orgânica no município de Santarém, PA, em áreas de intra e peridomicílio das moradias e em abrigos de animais, com o intuito de encontrar larvas de flebotomíneos que pudessem indicar possíveis criadouros dos vetores a áreas urbanas.

2. Material e Métodos

O trabalho foi realizado no Município de Santarém (02°24'52" S / 54°42'36" W). Com cerca de 240.000 habitantes, sendo o segundo maior município do Estado do Pará, com uma área de 24.154 Km². Está localizada na parte oeste do estado, cerca de 700 km de Belém. O clima que predomina no Município é o equatorial quente e úmido, com temperaturas entre 25° e 28°C. As chuvas ocorrem entre dezembro e maio. A vegetação é do tipo floresta tropical densa, ocorrendo também áreas de savana, principalmente na região de Alter do Chão.

Para a realização das coletas foram, escolhidas 3 residências por bairro, em dois bairros periféricos da cidade, em Jutai e Diamantino, onde se registrou a presença de flebotomíneos. As residências selecionadas são construções de madeira, com o assoalho erguido a cerca de 30 centímetros do solo. Os pisos dos assoalhos possuem frestas que possibilitam a entrada de pequenos artrópodos. Nas mesmas existem animais domésticos tais como cães, galinhas, etc. Nestas áreas estão programadas coletas periódicas de solo, em áreas próximas do domicílio, tais como o solo embaixo do assoalho e em peridomicílio tais como em galinheiro e canil. Duas coletas foram feitas até agora, nos meses de abril e junho de 2003. Amostras foram coletadas com o auxílio de uma pá de jardinagem e acondicionadas em sacos plásticos de 500ml. Logo em seguida os sacos eram lacrados e etiquetados. De cada moradia animal eram recolhidas um amostra correspondente a metade do volume do recipiente plástico, sendo a mesma metodologia para amostras no solo abaixo do assoalho das casas. Tais amostras em seguida eram acondicionadas em um caixa de isopor e levadas para o LIS/INPA.

O método utilizado para constatar a presença de larvas de flebotomíneos foi a procura ativa realizada em microscópio estereoscópico. As larvas de flebotomíneos encontradas nas amos-

tras foram colocadas em potes de gesso e criadas de acordo com a metodologia de Killick-Kendrick & Killick-Kendrick (1991). Os adultos obtidos foram identificados ao nível específico com o auxílio das chaves de Young & Duncan 1994.

3. Resultados e Discussão

Nas amostras coletadas no mês de abril de 2003, procedentes de galinheiros, foram encontradas 4 larvas de flebotomíneos, sendo todas criadas até à fase adulta. Os adultos emergidos foram todas fêmeas, sendo três pertencentes a espécie *Lutzomyia longipalpis* e uma de *L. carmelinoi*. O primeiro sendo o principal vetor de leishmaniose visceral na Amazônia brasileira.

Nas amostras coletadas em junho de 2003, não foi encontrada nenhuma larva viva, apenas restos de um adulto.

Destacamos que os dois bairros (Jutai e Diamantino), do presente estudo, registraram altos índices de infestação por flebotomíneos adultos.

O presente resultado, e similar ao encontrado por Vieira *et al.* (1999), em Viana, Espírito Santo que com utilização de armadilhas de emergência coletaram no período de trinta dias, doze indivíduos de três espécies, bem como ao encontrado por Alencar & Queiroz (2003) no município de presidente Figueiredo – AM, que encontraram 125 flebotomos em diferentes instares, por meio de procura direta em amostras de solo, flotação e armadilhas de emergência.

O mês de abril, onde foram encontradas as larvas, se encontra no período chuvoso, já o mês de junho coincide com mês de término das chuvas na região, tal fato possivelmente acarretou a ausência das amostras coletadas no referido mês, talvez refletindo uma possível sazonalidade da fauna flebotomínica local. Tal fato é reforçado na redução acentuada do número de adultos coletados no referido período em Satarém (dados não publicados).

4. Conclusão

Estes resultados preliminares dão indícios de uma colonização destes insetos vetores à áreas periurbanas de colonização antiga, bem como indicam a possibilidade de haver ciclo de transmissão domiciliar desta doença, em bairros periféricos de áreas endêmicas de leishmaniose tegumentar e visceral. Estes são dados preliminares de um estudo de continuidade de longa duração.

5. Referências Bibliográficas

- Alencar, R. B.; Queiroz, R. G. (2003). Natural breeding sites of phlebotomine sand flies (Diptera: Psychodidae) in a focus of cutaneous leishmaniasis in the central amazonia, Brazil. Preliminary results. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 36 (supl 1): p322.
- Barrett, T. V. (1993). Cutaneous leishmaniasis in Amazonas State, Brazil: eco-epidemiology and questions of control. *Proceedings of National Workshop Research and Control of Leishmaniasis in Brazil*, Recife, 31-34.
- Barros, V.L.L.; Rebêlo, J.M.M.; Oliveira, S.T.; Silva, F.S. (2000). Ecologia dos flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em área de transmissão de leishmaniose na Amazônia maranhense. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 33 (suppl1): p 57.
- Ferro, C.; Pardo, R.; Torres, M.; Morrison, A. C. (1997). Larval microhabitats of *Lutzomyia longipalpis* (Diptera: Psychodidae) in an endemic focus of visceral leishmaniasis in Colombia. *Journal of Medical Entomology*, 34 (6): 719 – 728.
- Hanson, W. J. (1961). The breeding places of *Phlebotomus* panama (Diptera: Psychodidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 54 (3): 317 – 322.
- Killick-Kendrick, M.; Killick-Kendrick, R. (1991). The initial establishment of sandfly colonies. *Parasitologia*, 33: 315 – 320.
- Marzochi, M.C.A.; Marzochi, K.B.F. (1994). Tegumentary and Visceral Leishmaniasis in Brazil – Emerging Anthroponosis and Possibilities for Their Control. *Cad. Saúde Pública*, 10 (suppl 2): 359-375.

- Marzochi, M.C.A.; Marzochi, K.B.F. (1997). Leishmanioses em áreas urbanas. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 30 (supl 1): 162-165.
- Rutledge, L. C.; Ellenwood, D. A. (1975). Production of phlebotomine sandflies on the open forest floor in Panama: phytologic and edaphic relations. *Environmental Entomology*, 4 (1): 83 – 89.
- Sherlock, I. A. (1962). Nota sobre criadouros naturais de “Phlebotomus” em Salvador, Bahia (Diptera: Psychodidae). *Rev. Brasil. Biol.*, 22 (2): 125 – 127.
- Vieira, V. P.; Ferreira, A. L.; Falqueto, A. (1999). Pesquisa de criadouros de flebotomíneos no ambiente peridomiciliar, em área endêmica de leishmaniose tegumentar (LT) no estado do Espírito Santo. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 32 (supl 1): 31 - 32.
- Young, D.G.; Duncan, M.A. (1994). *Guide to identification and geographic distribution of Lutzomyia sandflies in Mexico, West Indies, Central and South America (Diptera: Psychodidae)*. Associated Publishers, American Entomological Institute, 881p.

Florestas Familiares – Uma Solução Sustentável para Assentamentos na Amazônia?

A integração de extração de produtos não-madeireiros com a exploração de madeira

Mary C. Menton,^{a,b,c} Frank Merry,^b Nick Brown,^a Anna Lawrence,^a Maria Rosenildes Guimarães dos Santos,^b Milton Kanashiro,^c & Ian Thompson^c

^aUniversidade de Oxford, mary.menton@plants.ox.ac.uk,

^bInstituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM)

^cProjeto Dendrogene – EMBRAPA / DFID

1. Introdução

Nas últimas décadas, os esquemas de colonização e desenvolvimento na Amazônia aumentaram o deflorestamento sem trazer muitos benefícios para a população da região. O projeto Florestas Familiares procura integrar a exploração de madeira de impacto reduzido (EIR) com um sistema de manejo de terra sustentável nos assentamentos do INCRA (Lima, Leite et al. 2003). Os assentados recebem um lote de 100 hectares, do qual 20% pode ser deflorestado para agricultura com 80% disponível para exploração de madeira e extração de produtos florestais não-madeireiros (PFNMs). Este estudo procura saber quais são os custos e benefícios da EIR em termos dos meios de vida dos assentados, com ênfase no potencial para a manutenção de extração de PFNMs em florestas exploradas.

2. Métodos

Dez comunidades de assentamentos do INCRA (Instituto de Colonização e Reforma Agrária) de Moju I e Moju II na região de Santarém, Pará estão em várias fases de participação no projeto Florestas Familiares. Cinco destas comunidades foram escolhidas para participar deste estudo. Na escolha, foram considerados: sua localização, a presença de um número suficiente de famílias que residem nos seus lotes, se já havia exploração ou não, e o interesse da comunidade em participar no estudo. Escolhemos duas comunidades em áreas já exploradas, duas que entraram no projeto este ano e uma em floresta primária que está na fase preliminar de entrada no projeto. Em Maio de 2003, várias famílias em cada comunidade foram selecionadas para fazer um diário por um ano do seu uso de recursos florestais (incluindo caça, frutas, produtos medicinais, etc) e da sua produção agrícola. Estes dados serão usados junto com questionários efetuados no inverno de 2003. Os dados econômicos servirão para estimar os custos e benefícios de participação no projeto para a renda familiar e as mudanças na importância de PFNMs. Embora os resultados sócio-econômicos preliminares não estejam disponíveis para este resumo, serão apresentados na conferência.

Para o melhor entendimento dos impactos da exploração no

âmbito ecológico, dois dos PFNMs mais utilizados na região, piquiá (*Caryocar villosum*) e cipó titica (*Heteropsis sp.*), foram escolhidos para estudos aprofundados. Os estudos ecológicos estão sendo efetuados dentro da FLONA Tapajós na área do projeto piloto de EIR do IBAMA/TTTO. Juntamente com os estudos dos impactos da exploração na estrutura florestal (abertura da copa, danificação de árvores), levantamentos destas espécies serão efetuados antes e após a exploração para estudar os impactos desta na regeneração e abundância destas espécies. Usando a metodologia do ‘canopy scope’ (Brown, Jennings et al. 2000), comparamos a abertura da copa em floresta primária, floresta explorada e em áreas com mudas de piquiá e raízes de cipó titica. Em parcelas de raio de 5m distribuídas aleatoriamente ao longo de transectos de 1km, medimos a abertura da copa, a condição das árvores de DAP ³ 10cm, o número de raízes de cipó titica, e mudas de piquiá. Além disso, parcelas de 50m foram delimitadas ao redor de adultos de piquiá em floresta explorada e não-explorada para a procura de mudas.

3. Resultados e Discussões

Segundo os resultados preliminares, as duas espécies de PFNMs respondem à exploração de uma maneira diferente. Com um intervalo de confiança de 95%, a média da abertura da copa onde mudas de piquiá foram encontradas foi 46±11%, enquanto a média da floresta primária foi 18±3% e a de floresta explorada foi 29±6%. Embora a média da abertura da copa em floresta explorada fica abaixo das condições ideais para piquiá, o aumento do número de clareiras e a frequência de pontos medidos com abertura ³ 40% aumenta de 9.6% em floresta primária a 23.4% em floresta explorada. Embora a exploração tire adultos de piquiá (uma madeira comercial) e pode danificar os indivíduos remanescentes (com 5% mais árvores danificadas ou mortas encontradas em floresta explorada do que em floresta primária), sua regeneração aumenta após a exploração. Em floresta primária, uma média de 0.2 mudas por árvore matriz foi encontrada, enquanto 0.9 mudas foram encontradas em floresta explorada. A sobrevivência das mudas, porém, ainda não foi estudada a longo prazo.

Em contraste ao piquiá, o cipó titica foi encontrado em áreas fechadas com uma média de abertura de 20 ± 4%, o qual corresponde melhor à floresta primária. Estimamos uma média de 1200±320 raízes por hectare em floresta primária enquanto encontramos somente 520±200 raízes em floresta explorada. O cipó titica pode ser afetado pelo aumento da penetração de luz e pela redução na disponibilidade de árvores hospedeiras. Pesquisas subsequentes abordarão estas questões.

4. Conclusões

Para entender os impactos da exploração de madeira na ecologia florestal a longo prazo não é só uma questão de estudar o número de árvores exploradas por hectare ou o nível de danificação da floresta. É preciso procurar saber como a exploração pode afetar os vários níveis de interações entre o microclima e a estrutura do dossel e as espécies que habitam a floresta. Embora uma espécie como o piquiá possa até se beneficiar da perturbação da exploração, as populações de outras espécies diminuem por não serem adaptadas às condições de florestas exploradas (e.x. cipó titica). Além disso, por diminuir a abundância de árvores frutíferas, a exploração pode influenciar as populações de animais silvestres (Johns 1988). Estas mudanças na composição florestal têm conseqüências que abrangem não somente a ecologia da floresta mas também seu potencial de servir como uma fonte de renda para as comunidades que moram ao seu redor. Além da renda direta da venda de madeira, a exploração madeireira pode ter impactos importantes na economia familiar de pequenos agricultores por diminuir a coleta de PFNMs (Shanley, Luz et al. 2002). Com a exploração, dois fatores que influenciam o uso de recursos florestais, a abundância e o acesso, podem ser alterados (Menton 2003). No entanto, mudanças na abundância de PFNMs não são suficientes para explicar as alterações na sua coleta. A abundância de árvores frutíferas, animais de caça e produ-

tos medicinais e a facilidade de *acesso* a estes recursos influenciarão as taxas de coleta. Enquanto a construção de estradas pode facilitar a coleta, a perturbação da estrutura florestal pode diminuí-la por criar obstruções (na forma de madeira caída, áreas de cipó) que impedem o acesso. Além dos estudos quantitativos delineados acima, oficinas participativas serão desenvolvidas nas comunidades para entender as perspectivas dos membros das comunidades sobre os impactos da exploração, seus custos e benefícios, e as explicações para qualquer mudança no uso de recursos florestais. Procuramos entender os impactos na ecologia florestal juntamente com os impactos na coleta de PFNMs e sua importância na economia dos assentados para integrar o lado sócio-econômico e o lado ecológico em busca de uma solução sustentável.

5. Referências Bibliográficas

- Brown, N., S. Jennings, et al. (2000). "An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments." *Journal of Applied Ecology* 37(6): 1044-1053.
- Johns, A. D. (1988). "Effects of 'selective' timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores." *Biotropica* 20(1): 31-37.
- Lima, E., A. A. Leite, et al. (2003). *Florestas Familiares: Um pacto sócio-ambiental entre a indústria madeireira e a agricultura familiar na Amazônia*. Belém, PA, Brazil, IPAM.
- Menton, M. C. (2003). "Effects of Logging and Non-timber Forest Product Extraction in the Brazilian Amazon: Community Perceptions of Change." *International Forestry Review* 5(2): 97-105.
- Shanley, P., L. Luz, et al. (2002). Subsistence Issues: The interface of timber and non-timber resources: declining resources for subsistence livelihoods (Brazil). *Tapping the Green Market: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. P. Shanley, A. R. Pierce, S. A. Laird and A. Guillén. London, Earthscan: 313-321.

O papel dos sedimentos finos em suspensão nas taxas respiratórias em sistemas fluviais do estado de Rondônia.

Michelle Cristine Cogo¹, Alex Vladimir Krusche¹, Alexandra Ayres Montebelo¹, Anthony K. Aufdenkampe²

¹CENA – Centro de Energia Nuclear na Agricultura – USP. Laboratório de Ecologia Isotópica. Caixa Postal 96. Cep: 13400970. Piracicaba – São Paulo – Brasil.

²Stroud Water Research Center. 970 Spencer Road. Avondale, PA 19311. EUA

1. Introdução

As águas superficiais são componente importante da Amazônia, englobando desde rios de pequeno porte, denominados regionalmente de igarapés, até culminarem no maior rio do mundo, o Amazonas. Uma importante visão associada aos rios é que estes ecossistemas agem como integradores dos processos que ocorrem em suas bacias de drenagem. Portanto, alterações na cobertura vegetal de uma bacia de drenagem devem interir diretamente nos parâmetros físicos e químicos de seu corpo d'água, com efeitos proporcionais à dimensão do corpo d'água e à intensidade da ação alteradora. Assim, a compreensão do funcionamento dos sistemas fluviais exige o conhecimento sobre como conectam-se os padrões observados na composição dos rios com os processos que tenham ocorrido no meio terrestre, e qual o papel das alterações no uso do solo nestes padrões.

Com a retirada das florestas para o uso agrícola da terra, há aumento do aporte de sedimentos aos cursos d'água (Lull e Sopper, 1969), mudanças na quantidade e qualidade da matéria orgânica transportadas pelos rios que podem, em última instância, afetar a distribuição das comunidades aquáticas (Vanote et al., 1980). Na Amazônia, alguns estudos descrevem o metabolismo aquático de seus rios (Likens et al., 1970; Swank e Grossley, 1988), como suas

interações com o ambiente interferem nas taxas respiratórias (Hunsaker e Levine, 1995; Meyer et al., 1988) e como este reflete diretamente no comportamento do rio.

Entretanto, apesar de ser conhecida a importância dos sedimentos em suspensão como substrato para adsorção de material orgânico e nutrientes (especialmente nitrogenados), seu papel nos processos respiratórios nestes rios ainda é desconhecido. Neste trabalho descrevemos resultados preliminares de um estudo que visa avaliar os mecanismos controladores das taxas respiratórias em sistemas fluviais da Amazônia, com ênfase na importância dos sedimentos em suspensão como substrato deste processo.

2. Metodologia

Foram amostrados seis pontos diferentes na bacia do rio Ji-Paraná, um dos tributários do rio Madeira em Rondônia. As amostras foram retiradas do meio do canal principal dos rios, a uma profundidade equivalente a 60% da total (Hauer & Lamberti, 1996), empregando-se uma bomba de imersão. Distintas alíquotas das mesmas foram separadas para a quantificação das taxas respiratórias (através de incubações no escuro), do carbono orgânico dissolvido e da quantidade de sedimentos finos (menor que 63 e maior que 0,1 μm) em suspensão. Para o preparo e homogeneização das amostras foi utilizado um mixer e uma garrafa de 10L, em seguida uma garrafa de 2,5L âmbar com uma adaptação de "gas sampling bag" dentro provido de duas tubulações, nas quais uma delas é para a retirada da amostra a ser analisada e a outra para a colocação ou preenchimento do espaço vazio com água.

Para avaliar a influência dos sedimentos em suspensão nas taxas respiratórias, as amostras de água dos rios tiveram suas concentrações dos mesmos aumentadas em fatores de 4 a 8, com emprego de sistema de ultrafiltração Millipore com filtro de 0,1 μm de poro (Benner, 1991). O concentrado foi adicionado a garrafas que foram mantidas no escuro e re-amostradas em 0, 24 e 48 horas. As taxas respiratórias foram estimadas a partir do consumo de oxigênio ocorrido entre as garrafas controle (0 hs) e aquelas mantidas no escuro (24 e 48 hs). Para a determinação das concentrações de oxigênio foi empregado o método de Winkler, com as titulações iodométricas sendo efetuadas com titulador automatizado Mettler Toledo.

3. Resultados

Na maioria das incubações, a adição de sedimentos em suspensão provocou o aumento das taxas respiratórias, que variaram de 0.3 a 1.0 $\mu\text{M}\cdot\text{h}^{-1}$ nas garrafas controle e de 0.5 a 1.5 $\mu\text{M}\cdot\text{h}^{-1}$ nas garrafas enriquecidas com sedimentos finos. Paralelamente, as concentrações de carbono orgânico dissolvido variaram de 2.0 a 10 mg/L nos controles para 3.4 a 15 mg/L nos experimentos com sedimentos.

Entretanto, os aumentos observados nas taxas respiratórias não foram idênticos em todos os rios estudados, com diferenças significativas entre rios de distintas ordens. Para rios de pequeno porte, como o Igarapé Boa Vista, a adição de sedimentos finos concentrados de quatro a sete vezes, resultou em um aumento de 35% nas taxas respiratórias e de até 6 vezes nas concentrações de carbono orgânico dissolvido. Por outro lado, em rios maiores como os rios Comemoração, Urupá, Ji-Paraná e Madeira, a adição de sedimentos finos concentrados de 4 a 9 vezes resultou em um aumento de apenas 2 vezes nas concentrações de carbono orgânico dissolvido e de 24% nas taxas respiratórias.

4. Conclusão

A adição de concentrados de sedimentos finos em suspensão a experimentos para determinar as taxas respiratórias de rios de Rondônia provocou um aumento das mesmas. Este aumento das taxas respiratórias está relacionado com uma maior disponibilidade de carbono orgânico dissolvido e, provavelmente, outros nutrientes adsorvidos aos sedimentos, e disponibilizados ao serem desorvidos nas amostras incubadas.

Entretanto, as respostas destes sistemas ao aumento das con-

centrações de sedimentos em suspensão não foram idênticas em todas as escalas analisadas. Nos rios de ordens inferiores, o aumento foi significativamente superior. Tais resultados podem indicar que não somente as concentrações de sedimentos em suspensão são fatores determinantes no metabolismo destes rios, mas também a qualidade dos mesmos. Tal qualidade deve estar relacionada com a disponibilidade como substrato para a respiração do material adsorvido a estes sedimentos.

5. Referências Bibliográficas

- Benner, R. Ultrafiltration for the concentration of bacteria, viruses, and dissolved organic matter. *Geophysical Monographs*, 63:181-185. 1991.
- Hauer, F. R. and Lamberti, G.A. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, New York, NY, Academic Press. 1996. 674pp.
- Hunsaker, C.T. and D.A. Levine. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *BioScience* 45:193-203
- Likens, G.E., et al. 1970. Effects of forest cutting and hucicide treatment on nutrient budgets in Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs*, 40:23-47
- Lull, H.W. & W.E. Sopper. 1969. Hidrologic effects from urbanization of forested watersheds in the northeast. *U.S.D.A. Forest Service Research Paper* NE-146.
- Meyer, J.L., et al. 1988. Elemental dynamics in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:410-432
- Swank, W.T. & D.A. Grossley (eds). 1988. *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer-Verlag, NY
- Vannote, R.L. et al. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137.

Agradecimentos:

À FAPESP – pelo auxílio financeiro ao projeto n.º 02/04071-5
Ao Projeto Temático n.º 99/01159-4, custeado também pela FAPESP.

Avaliação do teor de matéria orgânica do solo sob floresta, pastagem e sistema agrossilvopastoril, em Juruena-MT

Michely Tomazi^a, Eduardo Guimarães Couto^b

^a Mestranda em Agricultura Tropical - UFMT (mitomazi@pop.com.br); ^b Prof. Adjunto do Dep. de Solos e Eng. Rural - UFMT

1. Introdução

A conversão das florestas de terra firme em pastagens extensivas tem sido um dos principais tipos de mudança do uso dos solos na região da Amazônia legal. Considerando que a maioria dos solos da região são pobres em nutrientes, a produtividade destas pastagens, tal qual do ecossistema natural, dependerá da ciclagem dos nutrientes e do estoque de matéria orgânica do solo (MOS), já que raramente são fertilizados. A MOS é toda fração orgânica localizada abaixo da superfície do solo, e consiste de matéria morta (98%) e viva (4%), que provem de plantas, microrganismos, da meso e macro fauna morta, e de animais e microrganismos do solo (Silva & Pasqual, 1999). Ela tem como função manter a qualidade do solo (Janzen *et al.*, 1997), a sustentabilidade sistemas naturais e agrícolas (Carter, 2001) e o balanço dos gases responsáveis pelo efeito estufa (Lal *et al.*, 1997), pois representa a principal fonte de reserva terrestre de carbono (Zech *et al.*, 1997). A MOS é considerada a chave da produtividade das plantas porque contribui para melhoria e manutenção das propriedades químicas, físicas e biológicas, sendo a principal fonte de nutrientes às plantas, particularmente N, P e S (Cheng, 1977; Greenland *et al.*, 1992). No entanto, é muito sensível em relação às práticas de manejo, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais, onde, nos primeiros anos de cultivo, mais de 50% da MOS previamente acumulada é perdida

por diversos processos, entre esses, a decomposição microbiana e a erosão (Andreux, 1996). O objetivo deste trabalho foi avaliar teores de matéria orgânica do solo sob floresta, pastagem e sistema agrossilvopastoril nos primeiros 100 cm de profundidade.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no Centro Experimental 'Ivo Pereira de Camargo' do Instituto Pro-natura, localizado no Município de Juruena - MT. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico segundo Couto e Oliveira (2003). As amostras de solo foram coletadas em três ambientes (tratamentos) distintos: (FL) Floresta Tropical Ombrófila aberta (primária); (SA) Sistema Agrossilvopastoril implantado em 1993, composto por espécies arbóreas - Garrote (*Bagassa guianensis* Aubl.), Gaucho (*Castilloa ullei*), Paricá (*Schizolobium amazonicum*), Mogno (*Swietenia macrophylla* King.), consorciadas com cultivo de arroz nos 2 primeiros anos, milho nos 2 anos seguintes e no quinto ano implantação de pastagem de *Brachiaria brizantha*; e (PA) Pastagem de *Brachiaria brizantha* implantada em 1996. Na implantação do SA e da PA utilizou-se a derrubada não mecanizada e queima. Em cada tratamento foram feitas quatro trincheiras para coleta das amostras de solo.

As amostragens de solo foram realizadas em fevereiro de 2003, em trincheiras de 40 x 60 x 100 cm de profundidade, em seis camadas: 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-100 cm. Foram abertas quatro trincheiras para cada sistema de manejo. As análises do teor de matéria orgânica foram feitas no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UFMT, de acordo com a metodologia da Embrapa (1997). As análises estatísticas foram feitas comparando os tratamentos em cada camada de solo analisada e também a média geral de 0-100 cm, procedendo-se à análise de variância e comparação das médias pelo teste de Tukey em nível de 5%.

3. Resultados e discussão

Nos três ambientes avaliados (FL, PA e SA) o teor de MOS apresentou valores elevados nas camadas superficiais e decresceu progressivamente com a profundidade, tendendo a valores semelhantes para os três ambientes após 60 cm de profundidade. O teor de MOS da camada superficial (0-5 cm) do SA, da FL e da PA foram respectivamente 8,5, 7, 5 e 6,5 vezes maior que da camada profunda (60-100 cm).

O sistema agrossilvopastoril apresentou maiores teores de MOS na média geral (0-100 cm) e nas camadas 0-5 e 5-10 cm, diferindo significativamente dos demais ambientes pelo teste de Tukey a 5%. Nas profundidades maiores que 10 cm os três tratamentos foram iguais estatisticamente.

O elevado teor de MOS no SA pode estar relacionado com a deposição de restos vegetais (culturas iniciais - milho e arroz, pastagem e árvores) e esterco dos animais. Na pastagem também há deposição de restos vegetais e esterco dos animais, no entanto, este sistema não foi capaz de acumular grande quantidade de matéria orgânica, sendo estatisticamente igual à floresta.

Os estoques totais de MOS dos primeiros 100 cm abaixo da superfície do solo foram 40 e 97% maiores que da FL para a PA e o SA, respectivamente. Estudos de Feigl (1994) e Moraes *et al.* (1996) na Região Amazônica e de Fisher *et al.* (1994) em Savanas da América do Sul mostraram maiores teores de MOS das pastagens em relação a vegetação natural. No entanto, a perda de biomassa aérea quando uma área de floresta é convertida em pastagem é muito elevada. De acordo com estudos de Teixeira & Bastos (1989) na Amazônia Central, a parte aérea da floresta primária é responsável por 53,5% do total da reserva de MOS do ecossistema, e na pastagem, ao contrário, apenas 9% deste total encontra-se na biomassa aérea. Isto significa que uma área de pastagem deveria ter um estoque de MOS 5,9 vezes maior que da floresta para que o estoque total de matéria orgânica (parte aérea + do solo) fosse equivalente para os dois ambientes. Neste trabalho, o estoque de MOS sob PA foi de apenas 1,4 vezes maior que da floresta. O SA

foi o mais eficiente que a PA na manutenção do estoque total de matéria orgânica do sistema, pois além de apresentar um estoque de MOS do solo 2,0 vezes maior que da floresta, tem mais biomassa aérea que a pastagem.

4. Conclusões

O sistema agrossilvopastoril foi mais eficiente no acúmulo de matéria orgânica no solo, superando a floresta e a pastagem nos estoques totais de matéria orgânica do solo.

O estoque total de matéria orgânica, incluindo a parte aérea e o solo, apresentou menor redução no sistema agrossilvopastoril do que na pastagem quando comparados a floresta nativa, indicando ser este sistema mais eficiente na manutenção da qualidade do solo e sustentabilidade do sistema produtivo.

5. Referências bibliográficas

- Andreux, F. Humus in word solis. In: Piccolo, A. (Ed.), (1996). Humic Substances in terrestrial ecosystems. Amsterdam : Elsevier. p.45-100.
- Carter, M. R. Organic matter and sustainability. In: Rees, R. M.; Ball, B. C.; Campbell, C. D.; Watson, C. A. (Eds.), (2001) Sustainable management of soil organic matter. New York: CABI Publishing. p.9-22.
- Cheng, B.T., (1977). Soil organic matter as a plant nutrient. In: Symposium on soil organic matter studies, v.1.Vienna. Soil organic matter studies. Austria: IAEA, p.31-39.
- Couto, E. G. & Oliveira, V. A. de., (2003). Levantamento semi detalhado dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do imóvel "Instituto Pro - natura", Juruena - MT. IBGE/UFMT. 97p (não publicado)
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro-RJ, SNLCS. 212p.
- Feigl, B. J., (1994). Dinâmica da matéria orgânica do solo na sucção floresta/pastagem na Amazônia (Rondonia). CENA/USP. Piracicaba, SP. (Tese de doutorado), 67p.
- Fisher, M.J; Rao, I.M.; Ayarza, M.A.; Lascano, C.E.; Sanz, J.I.; Thomas, R.J.; Vera, R.R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. Nature, v.371, p.355-356.
- Greenland, D.J.; Wild, A. & Adams, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics - from myth to complex reality. In: Lal, R., Sanchez, P.A., (1992). Myths and science of soils of the tropics. SSSA Special Publication n.29. Wisconsin: Copyright. p.17-33.
- Janzen, H. H.; Campbell, C. A.; Ellert, B H.; Bremer, E. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality. In: Gregorich, E. G.; Carter, M. R. (Eds), (1997). Soil quality for crop production and ecosystem health. Amsterdam: Elsevier. p. 277-291. (Developments in Soil Science, 25).
- Lal, R.; Kimble, J.; Follett, R. F. Pedospheric processes and carbon cycle. In: Lal, R.; Kimble, J.; Follett, R.F.; Stewart, B. A. (Eds.), (1997). Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 1-8. (Advances in Soil Science).
- Moraes, J.F.L.; Cerri, C.C.; Melilo, J.M.; Kicklighter, D.; Neill, C.; Skole, D.L.; Steudler, P.A., (1995). Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. Soil Science Society of America Journal, v.59, p.244-247.
- Silva, L. de V. da e Palqual, A., (1999). Dinâmica e modelagem da matéria orgânica do solo com ênfase ao ecossistema tropical. Energia na Agricultura, v.14, nº 3, pág 13-24.
- Teixeira, L. B.e Bastos, J. B., (1989). Matéria orgânica nos ecossistemas de floresta primária e pastagens na Amazônia Central. Belém, EMBRAPA-CPATU, 1989. 26p.
- Zech, Z., Senesi, N., Guggenberger, G., Kaiser, K., Lehmann, J.,

Miano, T.M., Miltner, A., Schroth, G. (1997). Factors controlling humification and mineralization of soil organicmatter in the tropics. Geoderma, v.79, p.69-116.

(Órgãos Financiadores: CNPq e Instituto Pro-Natura)

Padrões temporal e espacial na mortalidade de espécies arbóreas em áreas de floresta contínua, Manaus - AM

Milton Carlos Bianchini^a & Alexandre Adalardo de Oliveira^b

^a Ciências Biológicas/Universidade de São Paulo

(Bianchin@inpa.gov.br),

^b Universidade de São Paulo / FFCLRP

1. Introdução

Distúrbios naturais em larga e média escala, como fogo, inundações de áreas de terra firme e grandes vendavais, entre outras, são fontes geradoras de alterações na fisionomia e composição de extensas áreas de vegetação, e podem ser responsáveis pela variação regional na diversidade e na distribuição de espécies (Nelson, 1994). As aberturas de clareiras podem aumentar a suscetibilidade a danos de tormentas posteriores (Nelson et al, 1994) contudo, o fator universal gerador de distúrbios em pequenas escalas e médias frequências nas florestas tropicais é a mortalidade e a queda de árvores, formando clareiras (Oliveira, 1997).

Phillips e Gentry, 1994 correlacionam a diversidade de florestas tropicais com a dinâmica de mortalidade e recrutamento e ainda sugere que a alta produtividade pode ajudar na manutenção da riqueza de espécies promovendo distúrbios de pequenas escalas espacialmente imprevisíveis. Idéia esta que não foi corroborada por Oliveira (1997) e Willianson et al. (2000) que demonstraram que a taxa de mortalidade na Floresta Amazônica Central é relativamente baixa, no entanto, esta possui uma das mais altas diversidade e riqueza de espécies vegetais do planeta (Oliveira e Mori, 1999).

Estudos de longa duração tem revelado que a dinâmica e a biomassa de florestas pluviais fragmentadas tem sido fundamentalmente alterada. Evidências recentes indicam que estas alterações na dinâmica das florestas pluviais estão causando severos aumentos nas taxas de mortalidade de árvores, danos e formações de clareiras, aparentemente um resultado de alterações microclimática e distúrbios pelo vento próximo as bordas (Laurance et al, 1997). Outros estudos demonstram um aumento na mortalidade nas bordas de clareiras em florestas contínuas o que poderia criar padrões agregados na mortalidade de árvores na floresta (Lieberman et al, 1985)

Além da taxa, a distribuição espacial na mortalidade é outro fator importante ao entendimento de dinâmica em florestas tropicais. Segundo Ludwig (1979) o padrão espacial é definido como a descrição quantitativa da distribuição horizontal de indivíduos de uma espécie dentro de uma comunidade vegetal. As análises do padrão espacial e da dinâmica de populações são fundamentais para a obtenção de informações para o manejo florestal (Barreto et al, 1998), principalmente no que se refere àqueles baseados na Regeneração Natural e conseqüentemente ligado a Recuperação de Áreas Degradadas e na busca de alternativas de uso sustentável dos recursos.

O presente estudo pretende analisar a mortalidade na comunidade de árvores quanto às suas características temporais e espaciais, buscando melhor conhecer a dinâmica na floresta ao norte de Manaus. As predições são de que as variações temporais e espaciais podem, em parte, ser explicadas pela distribuição agregada da mortalidade em função do efeito dominó relacionado à queda de grandes árvores.

2. Materiais e métodos

2.1. Descrição da Área de Estudo

Os dados foram coletados na Reserva 1501, uma das Reservas do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) que faz parte de um convênio Instituto Nacional de Pesquisa da

Amazônia (INPA) e Smithsonian Institution (SI).

A reserva de 1.000 ha, está dentro de uma área de floresta contínua e localiza-se nas coordenadas 2°24'26" - 2°25'31" S e 59°43'40" - 59°45'50" W, aproximadamente a 80 km ao norte de Manaus. O clima é considerado AM segundo a classificação de Köppen, a média anual de temperatura é de 26,7°C, a precipitação oscila entre 1900 e 2400 mm.ano⁻¹, existe uma distinta estação seca entre julho e setembro, onde a precipitação não chega a 100 mm.mês⁻¹ e uma estação chuvosa entre outubro e junho (Lovejoy e Bierregaard, 1990).

A vegetação é típica de uma floresta tropical pluvial de terra firme, com o dossel de 30 a 37 metros de altura, com emergentes de 55 m, tendo uma alta diversidade de espécies. O sub-bosque é relativamente aberto e dominado por palmeiras acaule (Lovejoy e Bierregaard, 1990).

Dentro da reserva existe uma área de 100 ha com marcações a cada 20 m inicialmente utilizada para o estudo de ecologia e sistemática da família Lecythidaceae (Mori e Lepsch-Cunha, 1995). Foram sorteados aleatoriamente três hectares depois de desprezados aqueles que apresentavam drenagem superficial para o acompanhamento da mortalidade. Todos os indivíduos com 10 cm ou mais de diâmetro a altura do peito (DAP) foram mapeados e plaqueados. A cada censo todas as árvores foram revisitadas e constatada a sua situação, viva ou morta. O primeiro levantamento ocorreu em 1991 tendo censos realizados em 1993, 1996, 1998, 1999 e 2002.

2.2. Análise dos Dados

Em relação a distribuição temporal, Sheil et al, 1995 recomendam o uso da fórmula $M = 1 - (N_i/N_j)^{1/t}$ como medida da taxa de mortalidade anual por ser pouco influenciada por períodos diferentes de observações e corresponder a melhor aproximação da taxa de mortalidade.

Para a análise do padrão espacial de mortalidade foram utilizados os Índice de Dispersão de Morisita e a Razão Variância/Média, bastante adequados por proporcionarem facilidade de avaliação e interpretação (Rossi e Higuchi, 1998). O Índice de Dispersão de Morisita é pouco influenciado pelo tamanho das unidades amostrais (Rossi e Higuchi, 1998) e de acordo com Greig-Smith (1983) os testes baseados na razão Variância/Média são normalmente sensíveis ao padrão agregado, muitas vezes detectando a não aleatoriedade onde outros testes falham. Visto esta combinação de fatores, ambos os índices foram utilizados.

3. Resultados e Discussão

3.1. Padrão Temporal da Mortalidade

Foram marcadas no primeiro censo 1951 indivíduos na soma dos três hectares, com uma média de 650,33 ± 17,16 indivíduos por hectare. Em 11 anos de acompanhamento morreram 284 árvores sendo uma média de 94,67 ± 8,15 por hectare, totalizando 14,56% de árvores mortas. O hectare 2 apresentou o maior número de árvores (666 indivíduos) e o hectare 1 apresentou o maior número de árvores mortas (104 indivíduos).

A mortalidade média nos 11 anos de acompanhamento foi de $M=1,42 \pm 0,17$, tendo um pico de $M=2,49 \pm 0,98$ no intervalo de 1996-1998 caindo para $M=0,39 \pm 0,25$ no intervalo de 1998-1999, aproximando-se novamente da média no intervalo de 1999-2002 ($M=1,79 \pm 0,71$). Essas variações podem estar relacionadas a um período de estiagem mais drástica relacionada ao fenômeno El Niño.

3..2. Padrão Espacial da Mortalidade

Para cada hectare temos cinco intervalos de tempo onde o padrão de agrupamento foi analisado tanto pelo índice de Morisita quanto pela Variância/Média.

O Índice de Morisita para agrupamento tende a tratar os hectares dentro de intervalos de tempo pequenos como não agregados mas levando em consideração intervalos de tempo maiores vemos que todos tendem a uma condição do tipo agregada. Situação esperada quando uma grande árvore tomba, pois essa tende a der-

rubar algumas durante a queda e arrastar outras devido às lianas lenhosas que se entrelaçam fortemente os indivíduos. (Vidal et al, 1998) ou pelo efeito da maior mortalidade em bordas de clareiras, seja por ação do vento ou pela própria desestruturação do dossel.

Para a variância/média encontramos no intervalo de 1991-1996 quatro amostras agregadas uma uniforme e outra aleatória, notando uma forte tendência ao padrão agregado, no entanto no intervalo de 1996-1998 encontramos uma amostra aleatória e duas uniformes. Para o intervalo de 1998 a 1999 encontramos cinco amostras uniformes e uma aleatória e de 1999 a 2002 encontramos três agregados.

Verificamos para a Variância/média um padrão parecido com o Índice de Moresita, onde intervalos pequenos encontramos um padrão mais ou menos proporcional entre agregado e uniforme, no entanto usando intervalos grandes encontramos um padrão agregado.

Uma possível explicação para estes padrões não agregados no intervalo de 1996-1998 é a alta taxa de mortalidade, provavelmente induzida pela seca de 1997 em decorrência do Fenômeno El Niño, acelerando a morte de indivíduos senescentes por toda a floresta. Esse incremento na mortalidade de caráter uniforme, pode mascarar o padrão agregado da queda de grandes árvores e da formação de clareiras. Mortes induzidas por secas prolongadas está muito relacionado à mortalidade de árvores em pé que não ocasiona a formação de clareiras e efeito arraste de outras árvores, como normalmente ocorre (Willianson et al, 2000). No intervalo de 1998-1999 a mortalidade foi mínima e uniforme, padrão normalmente observado logo após períodos de alta mortalidade relacionados ao El Niño, possivelmente associado ao drástico aumento de mortalidade no período anterior, onde os indivíduos frágeis e senescentes foram excluídos. No período subsequente (1999-2002) a mortalidade volta para o padrão agregado, com um aumento significativo nas taxas. Neste caso a mortalidade pode estar relacionada à queda das árvores que morreram em pé nos períodos anteriores, causando danos e morte em outras árvores próximas.

4. Conclusões

Em relação a distribuição temporal da mortalidade de espécies arbóreas de uma floresta primária podemos notar uma distribuição extremamente heterogênea, com picos relacionados a períodos excepcionalmente secos causados pelo fenômeno El Niño.

De acordo com os resultados apresentados, não se verifica um padrão de distribuição espacial da mortalidade de árvores em pequenos intervalos de tempo. Entretanto, analisando o padrão em estudos de longa duração, encontramos um padrão de distribuição do tipo agregado que pode estar relacionado à queda de grandes árvores provocando danos em árvores próximas ou uma maior susceptibilidade à mortalidade quando da formação de clareiras.

(Apoio Logístico, PDBFF/SI/INPA)

5. Literatura Citada:

- Barreto, P.; Amaral, P.; Vidal, E.; Uhl, C. (1998). Custos e benefícios do manejo florestal para produção de madeira na Amazônia Oriental. *Série Amazônica 10*. IMAZON. Belém.
- Greig-Smith, P. (1983). *Quantitative plant ecology*. (studs in ecology, 9, Berkeley-CA), University of California press. Berkeley California, 359 pp.
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E. (1997). Biomass Collapse in Amazonian forest fragments. *Science 278*: 1117-1118.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hartshorn, G. S. (1985). Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology*. 73: 915-924.
- Lovejoy, T. E.; Bierregaard Jr, R. O. (1990). *Central Amazonian forests and the minimum critical size of ecosystems project*. Four Neotropical Forest. Yale University Press, pp 60-71, New Haven.
- Ludwig, J. A. (1979): A test of different quadrat variance methods for the analysis of spatial pattern. pp 289-304. In: *Spatial and*

temporal analysis in ecology. International Cooperative Publishers, Fairland.

Mori, S. A.; Lepsch-Cunha, N. (1995). The Lecythidaceae of a Central Amazonian moist forest. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 75: 1-55.

Nelson, B.W. (1994). Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing Reviews* 10: 105-125.

Nelson, B.W.; Kapos, V.; Adams, J. B.; Oliveira, W. J.; Braun, O. P. G.; Amaral, I. L. (1994). Forest Disturbance by Large Blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecology* 75(3): 853-858.

Oliveira, A. A.; Mori, S. A. (1999). A Central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1219-1244

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*, 187p.

Phillips, O. L.; Gentry, A.H. (1994). Increasing turnover through time in tropical forest. *Science* 263: 954-958.

Rossi, L. M. B.; Higuchi, N. (1998). Comparação entre métodos de análise do padrão espacial de oito espécies arbóreas de uma floresta tropical úmida. In: *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Ministério da Ciência e Tecnologia. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia. pp. 41-59.

Sheil, D.; Burslem, D. F. R. P.; Alder, D. (1995). The interpretation and misinterpretation of mortality rate measure. *Journal of Ecology* 83: 331-333.

Vidal, E.; Johns, J.; Gerwing, J.; Barreto, P.; Uhl, C. (1998). Manejo de cipós para a redução do impacto da exploração madeireira na Amazônia Oriental. *Série Amazônica* 13. IMAZON. Belém.

Williamson, B. G.; Laurance, W. F.; Oliveira, A. A.; Delamônica, P.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Pohl, L. (2000). Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought. *Conservation Biology* 14: 1538-1542.

O uso do sensor orbital Landsat Thematic Mapper para descrever a dinâmica de vegetação na paisagem da Amazônia Central

Moreira, M. P.; Mesquita, R. C. G.; Albernaz, A. e Venticinque, E. M. *Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/AM*
e-mail: pinguela@inpa.gov.br

1. Introdução

Na Amazônia Central após o desmatamento, é comum utilizar a terra principalmente para pastagem, agricultura itinerante e plantio de árvores ou simplesmente abandono da terra após a extração da madeira. Essas atividades frequentemente deixam resíduos na subseqüente regeneração da vegetação secundária, porque alteram os nutrientes, a matéria orgânica e as propriedades físicas do solo (Aide e Cavellier, 1994).

O tamanho e o grau de distúrbio das áreas desmatadas e abandonadas podem determinar diferentes caminhos sucessionais e estruturais da vegetação secundária (Bazzaz, 1991 e Mesquita, *et al.*, 2001). Na Amazônia Central, o gênero *Vismia* é dominante em áreas que foram pastagens e periodicamente queimadas, devido a sua habilidade de rebrotamento. Áreas desmatadas e nunca queimadas ou convertidas em pastagens são colonizadas pelo gênero *Cecropia*. Estas áreas tem maior diversidade de espécies devido a pouca alteração no banco de sementes, plântulas remanescentes e brotos de espécies (Mesquita, *et al.*, 2001).

O tipo de intervenção humana na paisagem vai assim determinar os mecanismos pelos quais a vegetação irá se recuperar. Após um distúrbio de intensidade baixa e pequena duração, as principais

vias de regeneração, como o banco de plântulas, o banco de sementes, o rebroto e a dispersão não são afetadas significativamente. Entretanto esses mecanismos vão sendo perdidos à medida que os distúrbios aumentam de intensidade, frequência e duração (Uhl, *et al.*, 1989).

Com algumas limitações técnicas, a extensão da floresta secundária pode ser mapeada usando imagens de satélites e alguns tipos de distúrbio na paisagem podem ser detectados (queimadas, desmatamentos, roças de vento e etc.) e posteriormente, estágios de regeneração podem ser definidos à partir de seqüências temporais de imagens de satélite.

O presente estudo teve como objetivos:

- Utilizar técnicas de sensoriamento remoto através de imagens do sensor orbital *Landsat Thematic Mapper* (TM), para possibilitar a ampliação da escala de análise do processo de uso da terra, através da contagem das queimadas anuais intencionais sobre toda a área;

- Contribuir para a ampliação do conhecimento da dinâmica de uso da terra em maior escala, através de mapas de intensidade de uso em diferentes períodos do ano;

- Explorar a variável intensidade de uso (número de queimadas), em relação a dominância dos gêneros e espécies na vegetação secundária.

2. Métodos

O estudo foi conduzido nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), um convênio entre o INPA e o Smithsonian Institution. As áreas de estudo do PDBFF estão localizadas à 80 Km ao norte da cidade de Manaus na BR 174, que liga Manaus a Boa Vista em Roraima.

Para analisar detalhadamente o número de queimadas, antes do abandono, foi utilizada uma série de 11 imagens (1985, 1986, 1988; 1989, 1990, 1991; 1992, 1994, 1997, 1999 e 2001). Para extrair as áreas de vegetação queimadas de cada imagem foi feita uma classificação supervisionada usando o algoritmo da máxima verossimilhança no programa *IDRISI* 32. Essas classificações foram exportadas para o programa *Arc-view* 3.2 (ESRI 1996) e através da função de consulta *map query*, para todos os anos em análise, foi extraída a informação somente das áreas queimadas, que posteriormente foram somadas ano após ano, formando um mapa de intensidade de uso para a área total de estudo.

A partir dados de dominância relativa de 21 transectos implantados na área de estudo de um trabalho em andamento de Mesquita, Williamson e Moreira, (dados não publicados), foi possível, no programa *Arc-view* 3.2 (ESRI 1996), utilizando também o número de queimadas, construir um mapa prognóstico de dominância de gêneros da área de estudo e que possivelmente irão dominar uma determinada área conforme o número de queimadas naquele local. Também foi realizado o cálculo das áreas correspondentes a cada área de dominância ou futura dominância se abandonadas.

Para validação do mapa de dominância, usou-se 63 pontos de GPS de várias capoeiras com diferentes espécies dominantes conhecidas em campo. Os mesmos foram plotados no mapa e feita a porcentagem de pontos que corresponderam a dominância das espécies.

3. Resultados

A somatória dos mapas das áreas queimadas dos anos de 1985, 1986, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1994, 1997, 1999 e 2001, gerou um mapa de intensidade e dinâmica de uso da terra (número de queimadas) após 1985 para a área total analisada (145, 24 km²).

O total de áreas queimadas entre os 11 anos de análise, corresponderam a 90,28 km². Dentre essas áreas houve uma grande variação no número de queimadas, entre 1 e 11 queimadas. Do total da área de estudo, 123,20 km² são de áreas alteradas ou seja, áreas de floresta madura que sofreram alguma ação antrópica, correspondentes às áreas queimadas e não queimadas. Desse total 32,91 km² não sofreram qualquer tipo de queima, estando estas áreas certamente revegetadas por capoeira, com pelo menos 16 anos de idade (primei-

ro ano de análise: 1985 e último: 2001). Separando as áreas por intensidade de uso (baixa: 1 queima; média: 2 – 4 queimas e alta: 5 – 11 queimas), temos respectivamente 13, 53 km², 33,45 km² e 62,13 km². Dentro da área de estudo detectei ainda 22,04 km² de floresta madura, correspondente em sua maioria às áreas de floresta ciliares e os fragmentos em estudo do PDBFF.

Observou-se que entre os anos de 85 – 88, 25,09 % da área sofreu pelo menos uma queimada; entre 89 – 91, 22,47 %; entre 92 – 97, 11,22 % e entre 99 – 01, 15,80 %. Observa-se que nos períodos de 85 – 91 houve um total de áreas queimadas bastante alto entre 30,92 km² e 27,69 km². Depois, entre os anos de 92 até 2001 ocorre um decréscimo bastante alto das áreas queimadas (13,83 km² e 19,47 km²), isso corresponde em média a praticamente 50 % de redução.

Analisando a área queimada correspondente ao último ano (2001) que foi de 21,26 km² do total de 123,20 km² de áreas queimadas, temos uma área de 101,94 km² que não foi queimada. Supondo que no mesmo ano não ocorreu mais nenhuma queima, teríamos neste ano um total de 82 % de áreas revegetadas por capoeiras em diferentes idades e estabelecidas em diferentes intensidades de uso (número de queimas) antes do abandono. A área queimada em 2001 correspondente a 18 %, certamente foi para a renovação das pastagens e uma mínima área para implantação de alguma agricultura.

A análise da quantificação do número de queimas e as dominâncias relativas dos transectos gerou um mapa prognóstico das possíveis espécies dominantes para a área total de estudo. Nas áreas de floresta cortadas e não queimadas, o gênero *Cecropia* teve a maior porcentagem de dominância relativa (média de 28,98%) seguido dos gêneros *Vismia* (média de 9,56%) e *Goupia* (média de 4,08%). No mapa de dominância essas áreas corresponderam a 32,92 km² da área de estudo. As áreas de floresta que foram cortadas e queimada 1 vez também tiveram o gênero *Cecropia* com a maior porcentagem de dominância (média de 82,7%) seguido dos gêneros *Inga* (média de 3,6%) e *Istertia* (média de 3,6%), correspondentes a 13,53 km² do mapa de dominância. Nas áreas com 2 a 4 queimas tiveram o gênero *Vismia* com a maior porcentagem de dominância (média de 34,92%) seguido dos gêneros *Bellucia* (média de 30,6%) e *Cecropia* (média de 9,00%). Estas áreas correspondem a 33,45 km². Por fim, as áreas mais intensamente usadas, com 5 a 9 queimas, teve a porcentagem de dominância ainda maior do gênero *Vismia* (média de 79,44%), seguido dos gêneros *Cecropia* (média de 5,08%) e *Bellucia* (média de 3,00%), essas áreas corresponderam a 43,32 km² da área total.

A validação com os 63 pontos de GPS de campo com as respectivas dominâncias reais, mostrou também uma alta acuracidade. Dos 63 pontos de campo, 57 corresponderam ao mapa de dominância, isso é equivalente a 88,9% de acuracidade.

4. Conclusão

A associação entre o número de fogos (intensidade de uso da terra) e espécies dominantes permitiu elaborar um mapa prognóstico de composição florística dominante que possivelmente poderá ser usado como uma ferramenta para prever que tipo de capoeira têm ou ocorrerá em determinado local da Amazônia Central. Isso pode ser usado, aliado as estimativas de biomassa, para estimar e prever os estoques de carbono acima do solo para vegetação secundária de uma determinada região, subsidiar o planejamento de estratégias de uso da vegetação secundária na restauração das funções do ecossistema ou mesmo maneja-las e também, auxiliar na determinação de prioridades no uso da terra.

A variável intensidade de uso da terra refletiu muito bem a variação da dominância relativa das espécies das capoeiras. Favorecendo algumas gêneros, tanto nas áreas mais intensamente queimadas (dominância especialmente das espécies mais agressivas como as do gênero *Vismia* spp) como nas áreas menos queimadas (dominância do gênero *Cecropia*), podendo facilitar o entendimen-

to dos processos sucessionais das capoeiras.

Em conclusão, o estudo com emprego do sensoriamento remoto pode contribuir na ampliação do conhecimento e entendimento local da dinâmica de uso da terra e sucessional da vegetação secundária. Portanto, o mesmo tem um potencial importante de contribuição para a região, vindo contribuir para o entendimento em escala amazônica dos processos que envolvem a sucessão secundária e o uso da terra.

5. Bibliografia

- Aide, T. M., Cavelier, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2: 219-229.
- Bazzaz, F. A. 1991. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. *In: Jeffers, J. N. R. (Ed.). Rainforest Regeneration and Management. MAB Series, v. 6. UNESCO, Paris. p. 91-118.*
- Mesquita, R. C. G., Ickes, K., Ganade, G. and Williamson, G. B. 2001. Alternative successional pathways following deforestation in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*. 89:528-537.
- Uhl, C., Nepstad, D., Buschbacher, R., Clark, K., Kauffman, B., Subler, S. 1989. Disturbance and regeneration in Amazonia: lessons for sustainable land-use. *The Ecologist*. 19:235-240.

Distribuição espacial da riqueza de mamíferos na Amazônia Legal a partir de dados da literatura.

Neto, H. B. ; Moreira, M. P. e Venticinquê, E. M.

Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / INPA
e-mail: hb_neto23@hotmail.com

1. Introdução

A Amazônia, o maior bioma brasileiro, apresenta somente 3,62% de sua área em unidades de conservação de proteção integral (Ferreira 2001). A conservação da biodiversidade pode ser considerada um dos maiores desafios da humanidade para o próximo século. Calcula-se que um terço da biodiversidade mundial esteja concentrada em terras brasileiras, principalmente nos ambientes em melhor estado de conservação e em ecossistemas únicos como a floresta Amazônica (Amorim e Pires 1996).

A identificação de áreas que apresentam alto valor biológico na Amazônia têm sido feita em diversas escalas, variando de escalas locais a supranacionais (FVA 1999). Os métodos utilizados para a identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, tem falhado em função de um vício amostral, que aponta as áreas melhor amostradas como as mais importantes e com um número maior de espécies endêmicas, o que obviamente é um vício amostral.

Neste trabalho, um novo método foi proposto. Embora sofra influência dos mesmos vícios amostrais, este método pode indicar o potencial de ocorrência de determinado conjunto de espécies em locais nunca amostrados. A área potencial de ocorrência de uma espécie pode ser maior do que a área na qual sua distribuição geográfica é reconhecida atualmente. É com base nestas premissas, temos como objetivo deste trabalho, gerar listas virtuais da mastofauna das Unidades de Conservação (Uc) e Terras Indígenas com o intuito de avaliar, mesmo que de forma bastante cuidadosa e limitada, o grau de proteção da biodiversidade deste grupo.

2. Métodos

Para este trabalho foi utilizado como base os mapas de distribuição de espécies de mamíferos do guia de campo chamado *Neotropical Rainforest Mammals* publicado por Emmons e Feer (1990).

Todos os mapas de distribuição das espécies de mamíferos da Amazônia Legal foram scaneados e exportados para o programa *Arcview 3.2*. Neste programa os mapas foram georeferenciados em

coordenadas geográficas de latitude e longitude. A partir daí, as áreas de ocorrência de cada espécie foi digitalizada em formato vetorial (*SHAPE FILE*) e posteriormente transformados no formato *GRID*. Por fim, foi utilizado o módulo *MAP CALCULATOR* para somar todos os *GRIDS* por grupo de mamíferos (preguiças, roedores não cavadores, queixadas e catetos, marsupiais, macacos, roedores cavadores, carnívoros e tatus) e também os grupos como um todo. Esta somatória gerou vários mapas com a distribuição das espécies. A seguir, foi calculado o número de espécies presentes em toda região da Amazônia Legal e a partir dos mapas, foram feitas várias análises através das observações de ocorrência das espécies.

Esses dados foram analisados também através de regressões simples com as áreas das Unidades de Conservação Federal, Estadual e Terras Indígenas da Amazônia Legal. Com isso pretendemos ter uma idéia da porcentagem de biodiversidade que esta protegida nas Unidades de Conservação.

3. Resultados

A somatória dos mapas gerados da distribuição das espécies de mamíferos somado ao mapa das Unidades de Conservação e Terras Indígenas, resultou numa lista virtual das espécies que ocorrem nessas áreas.

Através das análises dos mapas gerados observamos que as preguiças ocorreram em duas áreas com 3 espécies. Uma localizada no extremo oeste no estado do Acre e outra ao sul do rio Amazonas de Manaus até Belém. Todas as áreas ao norte do rio Amazonas contém duas espécies. A espécie *Tapirus terrestris* ocorreu em toda Amazônia legal. A área de maior riqueza para os roedores não cavadores foi encontrada no interflúvio do rio Madeira- Tapajós, com 11 espécies. Os queixadas e catetos estão distribuídos em toda a Amazônia Legal. Ocorreu um maior número de marsupiais principalmente próximo a Belém com 11 espécies.

Para os macacos a área mais rica foi a margem esquerda do rio Purus no interflúvio com o rio Coari e o interflúvio do rio Tefé. Em geral o sudoeste da Amazônia legal é o local mais diverso para macacos. As duas espécies de veados ocorreram em toda área. Para os roedores cavadores, a área com maior número de espécies foi ao longo do rio Negro e Amazonas próximas a Manaus. O maior número de espécies de carnívoros ocorreu a oeste da Amazônia, na área que começa a oeste do rio Madeira e ao sul do rio Negro, sendo que o maior registro de número de espécies foi para as cabeceiras do rio Juruá com 16 espécies. A maior parte da Amazônia Legal ficou entre 12 e 13 espécies. O maior número de espécies de tatus ocorreu no sul, sudeste e próximo a Belém com 5 espécies.

De forma geral, as áreas de maior densidade de espécies foram próximas a Belém, Manaus e Cruzeiro do Sul. Também podemos notar que o Rio Solimões funciona como uma barreira sendo que existe uma número maior de espécies ao sul de sua calha.

Analisando o número de espécies de mamíferos com o tamanho das unidades de conservação, através de regressões simples, observamos relações não muito significativas, ou seja tanto as unidades menores como as maiores tiveram um número de espécies parecidas, mas observamos algumas tendências para o maior número de espécies nas maiores unidade de conservação. Possivelmente, refinando essas análises, a respeito do efeito da proximidade a vias de acesso, como estradas e rios, assim como o efeito dos desmatamentos, que podem estar ameaçando a proteção da biodiversidade, essa manutenção e riqueza das espécies podem estar mudando.

4. Conclusão

Esta nova metodologia de estudo apresentada no presente trabalho, necessita ainda incorporar mais levantamentos de fauna encontrados na literatura. A lista virtual de espécies de mamíferos gerada para as Unidades de Conservação, pode ser uma ferramenta importante, muito prática, para o entendimento da distribuição espacial das espécies na Amazônia Legal. Este estudo aliado a outras variáveis como: pluviosidade, altitude, temperatura máxima,

temperatura mínima, temperatura média e balanço hídrico pode subsidiar equações predictoras da probabilidade da distribuição geográfica de cada espécie.

5. Bibliografia

Amorim, D. de S. & M.R.S. Pires. 1996. Neotropical Biogeography and a methods for maximum biodiversity estimation, p. 183-219. Em: Bicudo, C.E.M. & N.A. Menezes (eds). Biodiversity in Brazil, a first approach. CNPq, São Paulo, 326 p.

Emmons, L. H. e Feer, F. 1990. Neotropical rainforest mammals: A field guide. University of Chicago, 281 p.

Ferreira, L. V. 2001. A representação das unidades de conservação no Brasil e a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade nas ecorregiões do bioma Amazônia. Tese de Doutorado apresentada no INPA no Depto. de Ecologia. Manaus, AM, 196 p.

FVA 1999. Janelas para a biodiversidade. Relatório

Análise da degradação ambiental na Amazônia oriental através da avaliação da biomassa vegetal

Oswaldo Carvalho Jr.^a & Daniel Nepstad^b, Ane Alencar^a, Sanae Hayashi^a, Janayna Lameira^a

^a IPAM – Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (oswald@ipam.org.br) ^b Woods Hole Research Center & IPAM

1. Introdução

As taxas de desmatamento na Amazônia brasileira têm motivado várias discussões na sociedade brasileira e mundial, provocando um grande alarde sobre a questão. A conversão dessas florestas em ambientes menos complexos está associada ao empobrecimento do patrimônio genético e dos ecossistemas naturais. Além disso, essa conversão contribui significativamente nas emissões de carbono para a atmosfera, com uma forte influência nas mudanças climática do planeta. No entanto, a exploração madeireira e a ocorrência de incêndios florestais acarretam grandes alterações na estrutura e no funcionamento destas florestas. Embora estas áreas exploradas e queimadas sejam classificadas com florestas intactas (Alves *et al.* 1998), elas não mais exercem suas funções como anteriormente (Nepstad *et al.* 1999). Um das mais importantes modificações desta floresta degradada é quantidade de carbono que ela pode estocar.

Para avaliar as modificações ocorridas nestes ambientes, estamos medindo a biomassa vegetal acima do solo em diversos fragmentos, comparando áreas intactas com áreas que sofreram exploração madeireira e outras que além da exploração madeireira também sofreram a ação do fogo.

2. Métodos

As sítios de estudos estão localizados na região do município de Paragominas, estado do Pará, Amazônia oriental (2° 59'S, 47°31'W). Nesta região selecionamos, com a ajuda de imagens de satélite de vários anos, entrevistas com os proprietários e de visitas a campo, 14 sítios de estudos. Sendo, 3 fragmentos de floresta primária, 4 pares de fragmentos de florestas na qual uma parte sofreu exploração madeireira e outra exploração madeireira e fogo. Outros 2 fragmentos isolados, sendo 1 com floresta que explorada e outro com florestas explorada e queimada.

Na quantificação da biomassa, medimos todas as árvores vivas ou mortas em pé, com DAP acima de 10 cm, localizadas em parcelas de diferentes tamanhos e dispostas de 2 formas diferentes. Nas áreas de mata primária (n=3) e nos pares conjuntos de mata explorada (n=3) e queimada (n=3) e queimada 2 vezes (n=1), as parcelas eram de 1,2ha (3 parcelas de 4 x 1000m). Nas outras áreas (explorada n=2 e queimada n=2) as parcelas eram de 1 ha (5 parcelas de 4 x 500m). Todas as parcelas estavam localizadas aleatoriamente nestes ambientes.

Na análise dos dados, utilizamos a equação alométrica de Brown (1989) ($\text{biomassa} = 0.0444 * (\text{DAP} * \text{DAP}) * \text{H}^{0.9719}$, onde DAP=diâmetro acima do peito e h altura da árvore) para o cálculo da biomassa.

3. Resultados e Discussão

A média de biomassa para cada paisagem foi: floresta primária 3,82 Mg ha⁻¹ (±21,3), floresta explorada 3,22 Mg ha⁻¹ (±122,3) e de floresta explorada e queimada 1,98 Mg ha⁻¹ (±55,8). Quando comparamos somente as florestas exploradas com as florestas exploradas e queimadas adjacentes a variação da diminuição de biomassa variou de 6,2% para áreas onde esses eventos foram mais antigos para 38% onde o fogo foi mais recente.

Em duas áreas com exploração madeireira, os valores da biomassa encontrado foram maiores do que os resultados obtidos nas áreas com florestas primárias. Um dos fatores que devem estar influenciando estes resultados é que os remanescentes de florestas ainda intocadas que ainda restam na região, ainda não foram exploradas, pois não eram áreas ricas em espécies comerciais.

Uma das razões para explicar a grande variação dos totais nas áreas exploradas e exploradas e queimadas deve ser a forma e a intensidade de como ocorreu tanto a exploração de madeira como também a ocorrência de fogo.

Além dos efeitos descritos acima, a composição da vegetação da floresta também é alterada. Várias árvores são mortas e a ocorrência de pioneiras como a *Cecropia* sp são mais evidentes nestas florestas impactadas, principalmente aonde ocorreu a presença de fogo florestal.

4. Conclusões

Existe uma grande variação espacial na biomassa da região. A exploração de madeira e a intensidade do fogo florestal também apresentam uma grande variabilidade, afetando a biomassa em diferentes maneiras. A combinação de exploração madeireira e fogo florestal reduzem de forma significativa o total de biomassa dos fragmentos da região.

Dessa maneira, além de reduzir os estoques de carbono acumulado em sua vegetação, tanto a exploração de madeira como o fogo também influenciam a capacidade futura destes remanescentes de acumular novamente este carbono.

5. Referências Bibliográficas

Alves, D.S., Costa, W.M.D., Escada, M.I.S., Lopes, E.S.S., Souza, R.C.M.D., Ortiz, J.D., (1988). *Análise da distribuição espacial das taxas de deflorestamento dos municípios da Amazônia legal no período de 1991-94*. INPE, São Jose dos Campos.

Brown, S., Gillespie, A.J.R., Lugo, A.E. (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35: 881-902.

Nepstad, D.C., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V. (1999) Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398:505-508.

Disturbance in Secondary Forests in the Micron-region of Low Amazon: a Study Methodology on the Basis of the Theory of Systems.

Patricia Chaves de Oliveira^a

^a Federal University of Pará (pchaves@ufpa.br)

1.Introduction

The expansion of secondary firm land forests, also called of "capoeiras" with low levels of sustainability in the micron-region of Low Amazon, deriving of the agricultural activity whose system of preparation of traditional area is of slash and burns, is preoccupying. The reduction of the time of agricultural pause (or regeneration)

to the long one of the years in these areas, tends to the exhaustion of the levels of the "reservoir" and for occasion of this a typical disturbance in the energy flows, matter and information can occur taking the system to the collapse in function of the positive cycles of retraction.

The application of the Theory of the Systems (de Rosnay, 1975) as methodology of "analysis" of complex systems as it is the case of the secondary forests with short periods of regeneration, it can be an alternative to the systemic understanding of the studied phenomenon, through the identification of the functions, evolutions of the flows and structure of the system soil-plant of a commanded form, thus preventing the reducing character in "analysis", when for example only one of these parameters is observed. The necessity in if better knowing the biophysics relations that characterize the flows of energy, hydric, nutritional and of litter in secondary forests that present short periods of regeneration, as well as the ecophysiological behavior of these communities to the light of the Theory of the Systems, are the first step to the creation of more sustainable models of management.

The reduced knowledge so far, on the ecophysiological behavior of native species of the "capoeira", is an impediment ahead of the necessities of if recouping the levels of fertility of the soil and water and reestablishing the flows of energy, matter and information in systems of production with productive potentials, as it is the case of the sequential Agroforests Systems, where the phase of regeneration of the "capoeira" for preceding the agricultural phase, presents influence in the ecological-productive sustentability of the system. The objectives of this proposal of study are to create a complex model archetype capable to:

- Determine the floristic composition and the phytosociology of determined firm secondary land forests submitted to short periods of regeneration.

- Characterize the flows of forests inside secondary light submitted to the short consecutive periods of regeneration and its photosynthetic implications in the levels of chlorophylla taxes, proteic synthesis and taxes of growth of the species, comparatively to those forests submitted to a bigger time of regeneration.

- Characterize the water flows in the system soil-plant-atmosphere and its implications in the hydric potential, estomatic conductance of the species, as well as on the processes of evapotranspiration and capacity of water retention in the soil.

- Characterize the flows of nutrients between soil-plant and its implications in the mineral supply in the soil, quality and speed of decomposition of litter, as well as on the efficiency of use of nutrients for the studied species.

2. Methods

For "analysis" systemic of the studied phenomenon, secondary firm land forests with two distinct periods of regeneration, we will use in accordance with Le Moigne (1990) the gradual complexification of the systemic modelization in nine levels:

1o level: perception of the phenomenon to be modelize through its differentiation in the involving way; or either, we will identify to two secondary forests that have had in last the 10 years, phases of equal regeneration the two years and seven years; such phenomena (secondary forests) are said passive.

2o level: from the passive phenomena, one evidences that for the fact of them to have a metabolism, necessarily they are changedged into active for being in process of regeneration of its vegetation.

3o level: the active phenomena, in the case the two considered secondary forests, must be perceivable through some mechanism of auto-regulation that confers it "equilibrium" or "estability.

4o level: the active and auto-regulated forests must now present an sub-system of information that assures its regulation.

5o level: the secondary forests active, auto-regulated and capable to generate information it will have to present a sub-

system of decision, capable to decide the ways of its proper evolution.

6o level: the secondary forests in regeneration, auto-regulated, informed and with being able of decision, need a subsystem of memorization, which can be characterized for the accumulating capacity that the system possess in filing more remote information.

7o level: the secondary forests in regeneration process need to co-ordinate the decisions on the actions.

8o level: the studied systems can develop a subsystem of imagination capable to produce new forms of action.

9o level: finally the studied systems, the secondary forests in regeneration process could present a subsystem of finishing, capable to keep them in balance in the time (climax). However, in this context this subsystem does not exist, has seen, that it is the antropogenic action through the decision concerning the beginning of the agricultural phase and therefore suspension of the period of regeneration that determines its end.

3. Results and Discussion

The gotten results had been the creation and complexification of a model archetype for the study of the disturbances in secondary Forests with 2 and 7 years of regeneration, whose half involving it was the familiar agricultural system in the micron-region of Low Amazon, in the west of Para. These Forests had been understood as active phenomena, therefore they were in regeneration process, with the following characteristics:

1. Capacity of auto-regulation: this mechanism can be represented by the proper levels of nutrients, water, light and litter of the reservoirs (soil-atmosphere), being this, the first emergency of the system, that in turn will determine the arrangement of the floristic composition in the space and the time, as well as the frequency and density of the species, delineating finally the model of regeneration of the forests.

2. Sub-system of information: this sub-system can be represented by the flows of nutrients, water, light and litter between the soil, the plant and the atmosphere. These flows will determine the sustainability or not of the system through the curves of positive retraction (in the same direction, leading the system to the chaos) or of negative retraction (in opposing directions, taking the system to the balance).

3. Sub-system of decision: can be characterize for the ecophysiological behavior of the species front to stress biophysical, through strategies of morfo-anatomical or fisio-metabolic adaptations.

4. Sub-system of memorization: represented for example for irreversible alterations in the genetics and physiology of the plants in reply to a drawn out ambient condition.

5. Capacity of co-ordinate actions: what of certain form it is represented by the levels of aggressiveness in colonizing the areas that each species develops, characterizing finally the ecological process of succession that in turn will delineate the phytosociology of the system.

6. Sub-system of imagination: which could be represented by the frequency low of determined species, long ago more abundant, as well as for the increase in the appearance of other species, long ago less abundant; what it would symbolize the capacity of the species in developing mechanisms of adaptation to the effective edafo-climatic disturbances. The imagination sub-system also could be represented by alterations in the phenology of the species, that is, anticipation or delay in phenophases. This sub-system must be capable of "imagine" alternative forms of survival ahead of the new adversities, with intention to guarantee its that still temporal sustainability.

Of this form, the impacts of the local agricultural activities in the scope of familiar agriculture on the dynamics of regeneration of secondary forests can be studied from the identification of the following sub-systems: 1-sub-system of information; 2-sub-system of decision; 3-sub-system of memorization and 4- sub-system of imagination.

4. Conclusions

The understanding concerning the functioning of ecosystems modified by antropogenics actions, as the Humid Tropical Secondary Forests of the Amazonia, inside of the scene of shift cultivation, can be ampest possible when of the application of the Theory of Systems, therefore the boarding centered in the complexification of the studied phenomenon, makes possible the identification from the inter-relations soil-plant-atmosphere of the constraints and emergencies of the general system, allowing us to know the insustainability to at the following moment generating sustainable alternatives of management.

5. Bibliography

De Rosnay, J.(1975) - *Le macroscope, vers joins vision globale*. Éditions du Seuil, 305p.

Le Moigne, J.L.(1990) - *La théorie du système general, théorie de la modélisation*. Éditions Press Universitaires de France, 3ª ed., 330 p.

Diversidade beta de Odonata em riachos de Terra-Firme na Amazônia Central

Paulo De Marco Júnior

Laboratório de Ecologia Quantitativa, DBG, UFV

pdemarco@mail.ufv.br

1. Introdução

O sistema de Terra-Firme na Amazônia é reconhecido como o ecossistema de maior diversidade de espécies do planeta (ERWIN 1983; ERWIN 1988; GENTRY 1988; GENTRY 1992). Uma série de hipóteses tentam explicar este fenômeno incluindo o efeito de uma alta estabilidade climática, refúgios pleistocênicos, produtividade, etc. Contudo, a variação espacial desta diversidade tem sido menos abordada. Alguns estudos têm demonstrado que apesar de uma alta diversidade local (diversidade alpha), a diversidade entre locais (diversidade beta) é surpreendentemente baixa (TUOMISTO *et al.* 1995). De acordo com estes resultados, se as comunidades naturais em sistemas amazônicos têm pequena diferença em uma escala regional, a escolha de áreas prioritárias para conservação deve ser direcionada a unidades dentro de grandes áreas biogeográficas no sistema. Por outro lado, se houver uma grande diversidade entre locais na região em uma escala de poucos quilômetros, muitas unidades representando sistemas específicos na paisagem devem ser preservadas.

Neste estudo, busco comprovar a existência de uma baixa diversidade beta em sistemas de riachos de Terra-Firme. Para avaliar mais detalhadamente esta possibilidade, avalio a hipótese de que a similaridade entre locais depende da distância entre eles. Se locais mais próximos apresentam maior similaridade, então existe um padrão espacial de distribuição que pode representar um aumento da diversidade entre locais, pelo menos a uma determinada escala de distâncias.

2. Metodologia

Este projeto foi desenvolvido dentro da área de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PBDF-F-INPA-Smithsonian Institute), a cerca de 80km ao norte de Manaus. O protocolo de levantamento da comunidade de adultos de Odonata foi baseado na amostragem sistemática, coletando todos os indivíduos visualizados em um transecto de 100m ao longo da margem de 20 igarapés de primeira e segunda ordem. A amostragem foi feita buscando manter-se uma velocidade constante dentro do transecto, o que determinou um tempo total de amostragem de cerca de 30 minutos, em cada igarapé. Os dados aqui analisados correspondem à primeira coleta feita em 2000, mas em breve estarão disponíveis os resultados incluindo mais duas campanhas de coleta em 2001 e 2002. Todos os pontos de coleta foram marcados com o auxílio de um GPS e as distâncias entre eles foram determinadas através do software ARCView. Neste estudo, apenas 17 igarapés com vegetação ciliar preservada ou com vegetação de capoeira foram utilizados. A

semelhança entre comunidades foi estimada utilizando o índice de Dice. Para as análises estatísticas utilizou-se o teste de correlação de matrizes de Mantel (MANLY 1994).

3. Resultados e Discussão

A riqueza variou entre 2 e 10 espécies, sendo que 9 locais apresentaram mais de 6 espécies. Algumas delas foram comuns em quase todas as amostras, entre elas *Argia sp1*, *Chalcopteryx cf. scintillans* e *Dicterias atrosanguinea*. Estas três espécies de pequeno tamanho corporal e potencialmente de baixa capacidade de dispersão pertencem à subordem Zygoptera. Espécies maiores e de maior poder de dispersão (pertencentes à família Libellulidae) ocorreram, principalmente, nos locais onde havia algum nível de alteração da cobertura vegetal. Este padrão de distribuição pode ter ocorrido devido a diferenças de termoregulação associadas ao tamanho corporal. O menor valor de similaridade entre locais foi de 22,9% e o maior de 43,0%, denotando comunidades não muito similares em composição. Apesar disto, o aumento da distância entre os locais não resultou na diminuição da similaridade entre eles (teste de Mantel $Z=-4,790$; $p=0,492$, com 1000 simulações). Esta baixa similaridade pode ser decorrente do estágio inicial de coletas que se apresentam com poucas espécies e muitas das quais com baixa abundância local. A inexistência de um padrão espacial sugere que a dispersão entre áreas não é o principal fator explicando as diferenças entre as comunidades amostradas, e que elas devem ser governadas por fatores locais. Dentre estes fatores podem estar os tipos de substrato nos ambientes aquáticos, o estado da cobertura vegetal e as características geomorfológicas da bacia.

Agradecimento:

Este trabalho foi financiado pelo PDBFF-INPA dentro do projeto Ygarapés com a participação de E. Vinticinque, J. Nessimian, J. Zuanon, M. Gordo e O. S. Pereira. F. Coelho ajudou nas coletas de campo e D. Resende, M. Vital e P. E. Peixoto ajudaram na identificação das espécies.

4. Literatura Citada

- Erwin, T. L. 1983. Tropical forest canopies: the last biotic frontier. *Bulletin of the Entomological Society of America* 29:14-19.
- Erwin, T. L. 1988. The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. Pages 123-129 in E. O. Wilson editor. *Biodiversity*. National Academy Press.
- Gentry, A. H. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85:156-159.
- Gentry, A. H. 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63:19-28.
- Manly B. F. J. 1994. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*, 2st edition. Chapman and Hall, London.
- Tuomisto, H., K. Ruokolainen, R. Kalliola, A. Linna, W. Danjoy, and Z. Rodriguez. 1995. Dissecting amazonian biodiversity. *Science* 269:63-66.

Composição da Comunidade de Morcegos em Três Tipos de Vegetação Alterada na Amazônia Central

Paulo Estefano Dineli Bobrowiec^a & Rogério Gribel^b

^{a, b} Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (pauloedb@yahoo.com), ^b Coordenação em Botânica

1. Introdução

Grandes áreas da floresta Amazônica são abertas a cada ano para a implantação de agricultura e pastagens para gado (Laurance, 2001). Este tipo de prática transforma rapidamente grandes extensões de floresta contínua em uma paisagem fragmentada cercada por vegetação secundária em diversos estágios de crescimento. Estudos prévios tem demonstrado que algumas espécies de morcegos não são tolerantes a perda de floresta primária ou a áreas com

vegetação secundária (Fenton et al, 1992; Brosset et al, 1996; Medellín et al, 2000).

Law e Lean (1999) alertam quanto a escala apropriada para investigar a sensibilidade dos morcegos à fragmentação, em resposta as longas distâncias que estes animais podem percorrer. Neste contexto, as áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), na Amazônia Central, propiciam condições em grande escala necessárias para estudos dos efeitos da fragmentação sobre a estrutura da comunidade de morcegos. O PDBFF é constituído por um mosaico de vegetação de terra firme, onde são encontrados áreas de mata contínua, fragmentos florestais, pastos abandonados e vegetação secundária. Sampaio e colaboradores (2003) registraram 76 espécies de morcegos no PDBFF, em inventários realizados nesse mosaico de ambientes e no dossel de áreas de floresta contínua. Embora esses autores indiquem que a riqueza de espécies é positivamente relacionada com a complexidade da vegetação, seu estudo não diferenciou os tipos de vegetação que formam as áreas em crescimento secundário, tratando o pasto abandonado e as capoeiras com regeneração por *Vismia* e *Cecropia* como vegetação em crescimento secundário. Considerando as diferenças entre essas áreas em regeneração, o presente estudo teve como propósito (1) identificar as espécies de morcegos Phyllostomidae que utilizam o pasto abandonado, capoeira dominada por *Vismia* e capoeira dominada por *Cecropia* nas áreas do PDBFF, (2) verificar se a frequência de captura das espécies de morcegos mais abundantes pode ter sido influenciada pelo tipo de vegetação alterada dominante e (3) verificar se os diferentes ambientes de vegetação secundária podem afetar a comunidade de morcegos local.

2. Material e Métodos

Este estudo foi conduzido nas áreas do PDBFF, localizadas no Distrito Agropecuário da SUFRAMA, cerca de 80 Km ao norte de Manaus, AM (maiores informações: <http://pdbff.inpa.gov.br>). A pluviosidade anual é de 2200 a 2600 mm de chuva por ano, temperatura média anual de 26,7 °C, com estação chuvosa de janeiro a maio e estação seca de junho a dezembro. Mensalmente foram realizadas capturas dos morcegos entre outubro de 2001 e setembro de 2002, em quatro reservas do PDBFF, onde foram amostradas quatro áreas de pasto abandonado, quatro áreas de capoeira de *Vismia* e três áreas de capoeira de *Cecropia*. Dentro de cada reserva, a distância entre cada área de captura de um mesmo tipo de vegetação variou entre 500 e 1000 m. Os morcegos foram capturados usando seis redes mist nets (12,0 ´ 2,5 m, malha 36 mm, 4 bolsas) no pasto abandonado e oito redes nas capoeiras, armadas no nível do solo, em linha e paralelas as trilhas abertas neste ambientes. As redes permaneceram abertas entre as 19:00 e 00:00 h e checadas em intervalos de 15 minutos. Antes de serem soltos, cada morcego foi medido e marcado com um colar de alumínio numerado.

Diferenças da frequência de captura entre os ambientes das espécies de morcegos mais abundantes foram examinadas pela Análise da Variância (ANOVA). Ordenação por Escala Multidimensional (MDS) foi usada a partir dos dados de abundância dos morcegos, através do índice de associação de Bray-Curtis. Para evitar o efeito do diferente esforço de captura de cada área amostrada, o número de morcegos capturados foi dividido pelo valor do esforço de captura em horas/rede, antes do cálculo da ANOVA e da ordenação por MDS. A comparação estatística entre os três tipos de vegetação dos dois primeiros eixos do MDS foi feita pela Análise Multivariada (MANOVA), ao nível de significância de $P < 0,05$.

3. Resultados e Discussão

Em 54 noites (1449 horas/rede), um total de 1444 morcegos, distribuídos em 26 espécies, 18 gêneros e duas famílias (Mormoopidae e Phyllostomidae) foram capturados nos três tipos de vegetação em crescimento secundário. Em florestas neotropicais a maioria das espécies de morcegos são capturadas em baixo número, no qual muitas são pertencentes a família Phyllostomidae (Brosset et al, 1996; Estrada e Coates-Estrada, 2002). Das 26

espécies de morcegos listadas aqui, apenas seis (23 %) somam 94 % do total de morcegos capturados. As espécies pouco abundantes, com menos de cinco indivíduos, representaram apenas 3 % do total de capturas (41 indivíduos), mas 61 % das espécies de morcegos ($n = 16$). *Carollia perspicillata* foi a espécie dominante (68 % do total de capturas), seguida por *Sturnira lilium* (7 %), *Rhinophylla pumilio* (7 %), *S. tildae* (6 %), *C. brevicauda* (3 %) e *Artibeus concolor* (3 %). O mesmo padrão foi encontrado por Medellín e colaboradores (2000) em trabalho realizado em áreas de mata primária, vegetação secundária madura e dois tipos de plantações, em La Selva Lacandona de Chiapas no México. Das 29 espécies de Phyllostomidae capturadas pelos autores, 62 % tiveram menos de 10 capturas. Isso possivelmente ocorreu devido algumas espécies de morcegos possuírem populações pequenas, sendo raras tanto em ambientes naturais quanto alterados (Brosset et al, 1996). Nessa situação, torna-se difícil de avaliar o efeito da perda de floresta primária sobre a população destas espécies.

Para *C. perspicillata*, *C. brevicauda* e *A. concolor* não foram observadas diferenças significativas nas freqüências de captura por tipo de vegetação (ANOVA, $F = 0,34$, $P = 0,72$; $F = 0,61$; $P = 0,57$ e $F = 0,17$, $P = 0,84$, respectivamente), embora a maior abundância de *A. concolor* tenha ocorrido no pasto abandonado. *Sturnira tildae* e *S. lilium* foram significativamente mais capturados no pasto abandonado, com 98 % de *S. lilium* e 87 % de *S. tildae* capturados neste ambiente (ANOVA, $F = 5,91$, $P = 0,03$ e $F = 9,79$, $P = 0,007$, respectivamente). De fato, outros estudos concordam que morcegos *Sturnira* ocorrem em baixa densidade em floresta contínua, mas tornam-se abundantes em áreas de vegetação secundária (Medellín et al, 2000) ou em fragmentos florestais (Estrada e Coates-Estrada, 2002). *Rhinophylla pumilio* foi o morcego com maior ocorrência nas áreas de capoeira (ANOVA, $F = 6,73$, $P < 0,02$), com freqüências similares entre os dois tipos de capoeira. Essa similaridade sugere que para esta espécie de morcego a densidade das capoeiras parece ser mais importante do que a espécie vegetal dominante na área, seja *Vismia* ou *Cecropia*. Entre os morcegos mais abundantes, quatro espécies, *C. perspicillata*, *C. brevicauda*, *A. concolor* e *R. pumilio*, são consideradas por outros estudos dominantes tanto na floresta primária quanto em áreas de vegetação secundária (Brosset et al, 1996; Estrada e Coates-Estrada, 2002). A população destas espécies, pode permanecer estável ou aumentar em áreas alteradas, sendo assim, pouco afetada pela fragmentação (Medellín et al, 2000). Morcegos que exploram áreas alteradas, freqüentemente persistem em fragmentos florestais, enquanto espécies que evitam esse habitat acabam desaparecendo ou ficam confinadas a fragmentos maiores (Sampaio et al, 2003). A tolerância por ambientes alterados pode estar relacionada ao comportamento generalista quanto ao tipo de abrigo utilizado e dieta. A abundância de espécies de plantas pioneiras do gênero *Piper*, *Vismia* e *Solanum* no pasto abandonado, bordas dos fragmentos e capoeiras, podem favorecer morcegos considerados especialistas em *Piper* e *Vismia* como as espécies de *Carollia* e especialistas em *Solanum* como as espécies de *Sturnira* (Estrada e Coates-Estrada 2002).

Os resultados do MDS indicaram diferença significativa da estrutura da comunidade de morcegos Phyllostomidae entre os três tipos de áreas alteradas (MANOVA: Pillai Trace = 0,027), com gradiente de mudança da composição do pasto abandonado em direção a capoeira de *Cecropia*. Na ordenação por MDS, a composição da comunidade de morcegos das áreas de capoeira de *Vismia* e *Cecropia* foram mais semelhantes, possivelmente relacionado a existência do estrato arbóreo da vegetação das capoeiras, ausente no pasto abandonado.

O deslocamento de morcegos entre fragmentos pode ser favorecido, entre outros fatores, pela qualidade dos corredores de vegetação secundária, relacionado com a sua semelhança a mata primária (Moreno e Halffter, 2001). Segundo Moreira (2003), as áreas de pasto abandonado e capoeira de *Vismia* no PDBFF sofreram nos

últimos 20 anos (1983-2003) distúrbios constantes. Algumas destas áreas situadas próximas aos locais de captura dos morcegos tiveram entre 2 e 9 queimadas sucessivas, possibilitando assim menos de 10 anos de recuperação. Por outro lado, as capoeiras dominadas por *Cecropia* sofreram somente o corte da floresta em 1983, com recuperação de 20 anos, sem outros distúrbios. Embora tenham o mesmo tempo de recuperação, 81 % dos morcegos da subfamília Phyllostominae foram capturados em apenas uma reserva dominada por *Cecropia*, no qual as espécies *Phyllostomus elongatus*, *Phylloderma stenops*, e *Trachops cirrhosus* foram exclusivas deste local. Isso provavelmente ocorreu devido a preferência destas espécies por locais menos perturbados ou em estágio mais avançado de recuperação, característica dessa capoeira que possui dominância de outras cinco espécies arbóreas, além de *Cecropia*.

Os resultados sugerem que a subfamília Stenodermatinae foi o grupo de morcegos com predomínio nos pastos abandonados e capoeiras de *Vismia*, enquanto que os morcegos da subfamília Phyllostominae foram mais capturados na capoeira de *Cecropia*. Diversos autores apontam a presença de morcegos Phyllostominae como bom indicador da integridade de um ambiente, devido sua sensibilidade a fragmentação da floresta (Fenton et al, 1992; Wilson et al, 1996; Medellín et al, 2000). A presença destes morcegos esta provavelmente ligada ao grau de especialização da dieta e de abrigo, disponível em maior quantidade e qualidade em ambientes mais complexos de mata primária (Kalko et al, 1999) ou nas áreas em estágio mais avançado de recuperação.

4. Conclusões

Baseado nos dados de abundância das espécies de morcegos Phyllostomidae em áreas alteradas, os resultados desse estudo sugerem que em áreas onde a mata primária foi recentemente derrubada, morcegos dos gêneros *Sturnira* e *Carollia*, bem como *A. concolor*, podem ser os primeiros a explorar estas novas áreas. Considerando a composição da comunidade, os resultados mostram a importância das áreas de crescimento secundário nos estágio mais avançado de regeneração (capoeiras) como potenciais áreas de manutenção da diversidade de morcegos e de conexão entre áreas de floresta primária.

5. Referências Bibliográficas

- Estrada A.; Coates-Estrada R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biol Conserv* 103: 237-245.
- Fenton M.B.; Acharya L.; Audet D.; Hickey M.B.C.; Merriman C.; Obrist M.K.; Syme D.M. (1992). phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica* 24 (3): 440-446.
- Brosset A.; Charles-Dominique P.; Cockle A.; Cosson J.; Masson D. (1996). Bat communities and deforestation in French Guiana. *Can J Zool* 74: 1974-1982.
- Kalko E.K.V.; Friemel D.; Handley C.O.; Schnitzler H-U. (1999). Roosting and foraging behavior of two neotropical gleaning bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae). *Biotropica* 31 (2): 344-353.
- Laurance W.F.; Cochrane M.A.; Bergen S.F.; Delamônica P.; Barber C.; D'Angelo S.; Fernandes T. (2001). The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- Law B.S.; Lean M. (1999). Common blossom bats (*Syconycteris australis*) as pollinator in fragmented Australian tropical rainforest. *Biol Conserv* 91: 201-212.
- Medellín, R.A.; Equihura, M.; Amin M.A. (2000). Bat diversity and abundance as indicators disturbance in neotropical rainforest. *Conserv Biol* 14 (6): 1666-1675.
- Moreira M.P. (2003). Uso de sensoriamento remoto para avaliar a dinâmica de sucessão na Amazônia Central. Dissertação, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

Moreno C.E.; Halffter G. (2001). Spatial and temporal analysis of alfa, beta and gama diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiv Conserv* 10: 367-382.

Sampaio E.M.; Kalko E.K.V.; Bernard E.; Rodriguez-Herrera B.; Handley C.O. (2003). A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies Neotropical Fauna Environment* 38 (1): 17-31.

Wilson D.E.; Ascorra C.F.; Solari S. (1996). Bats as indicators of habitat disturbance. In: Wilson D.E.; Sandoval A. (eds) *Manu: The biodiversity of southeastern Peru*. Smithsonian Institution Press, 613-625.

(apoio: INPA, CNPq, PDBFF e WWF)

Dinâmica de regeneração natural em florestas secundárias (capoeiras), no município de Capitão Poço-PA.

RAYOL, Breno Pinto¹ (brayol@hotmail.com); SILVA, Manoela Ferreira Fernandes da² & ALVINO, Fabrícia de Oliveira³

¹Graduando de Engenharia Florestal da UFRA e Bolsista PIBIC/CNPq/MPEG ;

²Bolsista PQ/MPEG/CNPq e Professora visitante/UFRA;

³Graduanda de Engenharia Florestal da UFRA e Bolsista PIBIC/CNPq/UFRA.

1. Introdução

A vegetação secundária é uma paisagem presente no nordeste paraense desde o final do século passado, devido a desordenada colonização e intensa exploração agrícola. Atualmente a região é quase que totalmente destituída de florestas primárias, onde 90% da cobertura florestal original foi convertida em vegetação secundária formando um mosaico de vários estágios de desenvolvimento, inclusive com áreas já em fase de degradação.

As florestas secundárias desempenham um papel de elevada importância ecológica, em termos de crescimento florestal, acúmulo de biomassa, benefícios hidrológicos, contenção de erosão do solo; fixação de carbono atmosférico e manutenção da biodiversidade, servindo como "habitat" para fauna e flora. Desta forma o conhecimento da vegetação e as buscas de técnicas adequadas de manejo, são formas alternativas de promover mudanças no quadro socioambiental da região.

Para o sucesso do manejo são necessários estudos de regeneração natural que permitam compreender os mecanismos de transformação da composição florística, constituindo uma ferramenta de fundamental importância para aumentar a densidade das espécies desejáveis e a qualidade da composição florestal (Oliveira, 1995). Estudos sobre dinâmica de regeneração natural, são de grande interesse científico. No entanto, conhecimentos sobre tal assunto são poucos, em se tratando de florestas secundárias. Além disso, são essenciais para a elaboração e aplicação correta dos planos de manejo e tratamentos silviculturais permitindo um aproveitamento racional e permanente dos recursos florestais.

Este trabalho teve como objetivo conhecer a composição florística da regeneração natural e sua dinâmica e estudar o comportamento de espécies de diferentes grupos ecológicos com relação ao ingresso e mortalidade na regeneração natural.

2. Material e Métodos

O estudo foi realizado em uma capoeira de 18 anos, situada em uma unidade agrária (U.A.), e localizada na comunidade de Carrapatinho, distante 16 Km, da sede do município de Capitão Poço-PA.

Neste trabalho está sendo realizado o monitoramento do povoamento através de inventário florestal contínuo, com a instalação das parcelas permanentes de monitoramento do estrato arbóreo e da regeneração natural. A primeira medição foi realizada no ano de 2000, a segunda em 2001, e a terceira em 2002.

Para avaliar a quantidade, a qualidade e o crescimento da regeneração natural foram instaladas, de forma aleatória dentro de cada parcela de monitoramento arbóreo de 900 m² (30m x 30m), 2 sub-amostras de 25 m² (5m x 5m) para a medição de varas e varetas, e dentro desta foi sorteada uma faixa de 5 m² ha (1m x 5m) para a medição de mudas, perfazendo um total de 4 sub-amostras para o monitoramento de varas e varetas e 4 sub-amostras para o monitoramento de mudas.

O monitoramento da regeneração natural foi feita da seguinte maneira: foram consideradas como varas todos os indivíduos com diâmetro à 1,30 m do solo, inferior a 5cm e igual ou superior à 2,5 cm, originados tanto de sementes como de rebrotação. Todas as varas foram individualmente etiquetadas e numeradas. Foram consideradas como varetas todos os indivíduos com diâmetro à 1,30 m do solo, inferior a 2,5 cm e altura maior ou igual a 1,5 m. As varetas não receberam qualquer tipo de numeração, foram anotados somente o número de indivíduos de cada espécie. E consideradas mudas estabelecidas, toda regeneração com altura igual ou superior à 30 cm e inferior 1,5m. Assim como as varetas, as mudas não receberam qualquer tipo de numeração, foram anotados apenas o número de indivíduos de cada espécie.

A Taxa de Regeneração natural (TR), é analisada seguindo o modelo matemático proposto por JARDIM (1986) e modificado por MORY (2000).

A análise dos dados foi feita através do software SFC (Sistema Florestal Contínuo), desenvolvido pela EMBRAPA-CPATU e da planilha eletrônica do MICROSOFT EXEL V.7.0.

3. Resultados e Discussão

Durante três anos de medições, observou-se poucas variações a respeito da composição florística dos povoamentos, sendo o grupo das heliófilas ou pioneiras significativamente superior as esciófitas ou tolerantes. A predominância de regeneração de espécies pioneiras no sub-bosque das florestas indica que, apesar do processo de sucessão dos povoamentos terem se iniciado a aproximadamente à 18 anos, a abertura do dossel ainda permite que a energia luminosa atinja o solo da floresta, em quantidades suficientes para favorecer esse grupo de espécies.

A capoeira apresentou no decorrer das três amostragens um total de 69 espécies distribuídas em 59 gêneros e 37 famílias. No ano de 2000, primeira amostragem, apresentou 22 espécies, com 21 gêneros e 18 famílias; a segunda em 2001, apresentou 24 espécies, distribuídas em 23 gêneros e 17 famílias e a terceira em 2002 apresentou 62 espécies, 53 gêneros e 36 famílias.

As famílias que mais se destacaram em termos de número de espécies durante o estudo foram: Leguminosae, com 07 espécies; Clusiaceae, com cinco espécies; e Annonaceae, Moraceae e Myrtaceae com quatro espécies cada uma. Essas famílias juntas foram responsáveis por cerca de 34,78% do total de espécies da área estudada. Os gêneros que englobaram o maior número de espécies nesta capoeira foram: *Inga*, com cinco espécies; *Gouania*, *Brosimum*, *Eugenia*, *Myrcia*, *Heisteria* e *Talisia* com 2 espécie cada uma. Esses gêneros juntos foram responsáveis por 24,63% dos gêneros que ocorreram na área estudada.

As espécies *Gouania poeppigiana*, *Vismia guianensis*, *Salacia sp.*, *Inga edulis*, *Heisteria acuminata* e *Palicourea guianensis* ingressaram no estudo após a primeira mensuração, com taxas de regeneração de +100%, justificado pelo fato de que nas medições anteriores não ter sido registrado nenhum indivíduo referente a estas espécies. *Arabidaea guaricensis*, *Davilla aspera* e *Eschweilera coriacea*, foram as espécies que se mantiveram estáveis durante as medições da classe de tamanho mudas, com o mesmo número de indivíduos tanto na primeira quanto na última medição, apresentando desta forma, taxa de regeneração nula.

Espécies como *Vismia guianensis*, *Lacistema aggregatum* e *Talisia guianensis* ocorreram nas três medições e em todas as classes de

tamanho, demonstrando que as mesmas possuem uma elevada capacidade de adaptação a diferentes condições de luminosidade. Para o estabelecimento das mudas dessas espécies é necessário uma quantidade de luz bastante elevada, porém, a quantidade de luminosidade exigida para as outras fases de desenvolvimento (varetas e varas) é bem menor que a exigida pelas mudas. Esta exigência é satisfeita a partir do momento que o processo de sucessão avança e a quantidade de luz no sub-bosque diminui, apresentando características de espécies intermediárias. O que pode ser ratificado por Jardim et al. (1997) quando comenta que o processo sucessional nas florestas tropicais é lento e, dependendo do agente causal do distúrbio, pode levar décadas até que a estrutura da floresta seja recomposta integralmente e por Barton (1984, *apud* Santana 1997) que afirma que as condições de luminosidade podem elevar a taxa de crescimento e sobrevivência de espécies tolerantes em pequenas clareiras, porém, podem ser insuficientes para o processo de germinação e sobrevivência de espécies heliófilas de grandes clareiras.

Em espécies como *Davilla aspera*, *Himatantus sucuba*, *Licaria canella* *Rinorea flavescens* observou-se que durante três anos de monitoramento, houve a presença de muitos indivíduos nas menores classes de tamanho, com poucos ou nenhum registro de indivíduos na maior categorias de tamanho (vara). Estas espécies necessitam de condições especiais, como alta luminosidade, para o seu estabelecimento e crescimento. No início da sucessão estas condições são supridas, pois na floresta secundária nova, há uma grande entrada de luminosidade, porém com o passar do tempo, inicia-se o adensamento do dossel e este grau de luminosidade cai drasticamente. Então, estas espécies que necessitam de grande quantidade de luz em todas as suas fases da vida, às vezes não conseguem crescer e chegar a uma categoria de tamanho superior, por falta de luz, sendo classificadas como espécies pioneiras. Mory & Jardim (2001a) confirmam tal comportamento dessas espécies, segundo esses autores o grupo das espécies pioneiras tende a perder sua dominância para as espécies tolerantes, devido às mudanças nas condições ambientais do sítio pelo fechamento do dossel, que vem desfavorecer o processo recrutamento de novos indivíduos intolerantes.

4. Conclusão

A composição florística da regeneração natural da floresta secundária ainda apresenta-se menos diversificada que em povoaamentos primários, observando poucas variações, com o passar do anos. O dossel da floresta em estudo ainda se encontra bastante aberto, permitindo a entrada de luminosidade que favorece a regeneração e o crescimento das espécies heliófilas, que de maneira geral ainda dominam o povoamento na regeneração natural. Isso indica que o processo de sucessão secundária ainda está em andamento e que, provavelmente ainda serão necessárias algumas décadas para que essas floresta atinjam o estado maduro.

5. Referências Bibliográficas

- BARTON, A.M. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: do the partition treefall gaps? *Tropical Ecology*, v.25, p. 196-202, 1984. 1984.
- JARDIM, F.C.S.; ARAÚJO, M. M. & OLIVEIRA, F. de A. Estrutura e Sucessão em florestas secundárias no município de Benevides – Pará. *Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará*, n.28, p.63-80. 1997.
- MORY, A. de M.; JARDIM, F.C.S. Comportamento de *Goupia glabra* Aubl. (Cupiúba) em diferentes níveis de desbastes por anelamento em florestas naturais. *Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará*, n.36, p.9-106. 2001a.
- OLIVEIRA, L.C. Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no estado do Pará. Belém-Pará: UFPA/MPEG, 1995, 126p. Dissertação de Mestrado. 1995.

Fragmentos Florestais Reduzem a Abundância da Comunidade de Aranhas do Sub-bosque, na Amazônia Central: Considerações Sobre o Estudo e a Conservação de Áreas Degradadas

Rego, F. N. A. A.¹, Venticinque, E. M.² e Brescovit, A. D.³

¹ Mestrado em Ecologia, INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e PDBFF/Smithsonian

Institute – Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (regofelipe@yahoo.com)

² INPA/PDBFF – Smithsonian Institute ³ Instituto Butantan - Laboratório de Artrópodes

1. Introdução

As florestas tropicais abrigam uma das maiores diversidades de fauna e flora do mundo, onde 50% das espécies foram descritas e muitas outras ainda sequer não são conhecidas pelo homem (Wilson, 1988). Na Amazônia, cerca de 15% da floresta já foi desmatada (Nepstad et al., 2002), e aproximadamente 2 milhões de hectares são destruídos a cada ano (INPE, 2000). A fragmentação da floresta modifica a paisagem causando a diminuição do número de microhabitats disponíveis e diminuindo a capacidade do ambiente em suportar um maior número de indivíduos (Zimmerman e Bierregaard, 1986). A vegetação nativa é alterada pela redução da floresta e mudanças no microclima decorrentes do surgimento de bordas (Murcia, 1995) afetam o equilíbrio e a dinâmica das comunidades em função de alterações nas interações entre os próprios organismos e o ambiente ao seu redor (Souza et al., 2001). A estrutura da vegetação juntamente com a heterogeneidade de habitats são um dos fatores que exercem maior influência sobre a araneofauna, sendo um fator determinante tanto para aranhas de teia como para aquelas que forrageiam ativamente (Uetz, 1991). Assim, este estudo pretende determinar os efeitos da fragmentação sobre a abundância de aranhas por meio de comparações entre o número de exemplares coletados em fragmentos e floresta. Os efeitos da estrutura da vegetação, tamanho do fragmento e da distância em relação a borda foram considerados como preditores da fragmentação sobre a araneofauna, e suas relações com a abundância da comunidade de aranhas do sub-bosque de uma floresta de terra-firme na Amazônia foram investigadas.

2. Métodos

As coletas foram feitas nas reservas do PDBFF, a 80 Km ao norte de Manaus (AM) de Nov. 2001 a Set. 2002, em sete fragmentos florestais (=10ha) e nove áreas de mata contínua (>1000ha). Cada fragmento e cada área de floresta foi considerado como uma amostra, e em cada uma delas foram estabelecidos transectos de 360m³ (60x2x3m) para a coleta de aranhas no sub-bosque. Foram feitos 28 transectos nos fragmentos e 30 nas áreas de mata contínua. Durante o dia, para a coleta de aranhas junto as plantas (=3 metros de altura) foram utilizados batedores de vegetação (1m²), e a noite cada transecto foi percorrido durante uma hora para a captura manual dos indivíduos, com o auxílio de uma lanterna de cabeça. A estrutura da vegetação foi considerada como o conjunto das características do sub-bosque que poderiam estar interagindo com a comunidade de aranhas, e para caracterizá-la, foram medidos a profundidade da serrapilheira, densidade da vegetação, número de palmeiras, troncos caídos, liteiras suspensas e bifurcações dos galhos. Estas medidas foram feitas em cada transecto numa área de 180m³ (30x2x3m) e uma média para cada variável foi calculada por amostra. Nas áreas de floresta foram coletadas aranhas as seguintes distâncias de borda: 5m, 10m, 20m, 50m, 150m, 300m, 500m, 800m, 1000m, 1200m e 1500 metros. Nos fragmentos as coletas foram feitas a 5m, 10m, 20m, 50m (centro do fragmento de 1ha) e 150 metros (centro de um fragmento de 10ha) da borda. As coletas foram feitas paralelas a borda de cada amostra. O número de transectos por amostra não foi o mesmo, e a abundância de aranhas foi padronizada por unidade de área (m³). Nas

bordas, a área amostrada foi a mesma para todas amostras e a abundância de aranhas pôde ser expressa sem padronização dos dados. Uma distância de borda por amostra foi sorteada para evitar pseudoreplicação espacial nas análises.

Diferenças quanto a abundância de aranhas em fragmentos e mata contínua foram determinadas por uma ANOVA. Os fatores que constituem a estrutura da vegetação de cada amostra foram ordenados em conjunto por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), já que nenhuma das variáveis está correlacionada (Pearson $r < |0,5|$). Esta ordenação também visa caracterizar diferenças quanto ao sub-bosque de fragmentos e floresta. Os dois eixos resultantes da ordenação (HMDS), também não estão correlacionados (Pearson $r=0,26$) e foram considerados como covariáveis na ANCOVA. Nesta análise, a intenção é separar o efeito da vegetação do efeito do tratamento (floresta ou fragmentos) em relação a abundância de aranhas. O número de indivíduos presentes nas bordas dos tratamentos também foi comparada por uma ANOVA, e o efeito da distância de borda sobre o número de indivíduos foi determinada por uma ANCOVA.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 6269 indivíduos, onde a abundância (por m^3) de aranhas foi mais alta na floresta ($0,53 \pm 0,1$) do que nos fragmentos ($0,41 \pm 0,04$), ($F_{[1,14]}=8,1$, $p=0,013$, $n=16$). Fatores como invasão de predadores vindos da matriz (vegetação alterada circundante a floresta), mortalidade e competição intraespecífica e interespecífica, mesmo admitindo níveis semelhantes em fragmentos e floresta, podem ter mais impacto sobre a comunidade de aranhas dos remanescentes. Em florestas a reposição de indivíduos vindos de outros locais de dentro da própria mata pode ser mais alta, o que não ocorre na mesma escala em fragmentos devido a sua menor área. A migração para os fragmentos provavelmente é menor e pode estar mais relacionada com a permeabilidade da matriz (Gascon et al., 1999) e a capacidade de dispersão de algumas aranhas. Diferenças na disponibilidade de alimentos entre fragmentos e florestas podem existir, mas não creio que este seja um fator limitante para a comunidade de aranhas, pois muitas delas não apresentam adaptações a falta de alimentos (Wise, 1993) e relações entre a abundância de presas e a abundância de aranhas ainda não foram observadas na Amazônia central (Gasnier et al., 1995). Nas bordas foram coletadas 1852 aranhas, sendo que a abundância de indivíduos também foi maior na floresta ($127,7 \pm 25,4$) do que nos fragmentos ($100,2 \pm 10,3$), ($F_{[14,1]}=7,1$, $p=0,018$, $n=16$). Não houve relação entre a abundância de aranhas e a distância de borda (ANCOVA, $r^2=0,34$, $F_{[17,1]}=0,01$, $p=0,925$, $n=20$), e o número de indivíduos coletados também foi menor nas bordas de fragmentos (ANCOVA, $r^2=0,34$, $F_{[17,1]}=7,5$, $p=0,014$, $n=20$). Nos pontos de coleta mais distantes da borda, principalmente em florestas, esperava-se que houvesse uma atenuação do efeito de borda sobre a abundância de aranhas, mas isto não ocorreu nem mesmo próximo a matriz. As hipóteses para a menor abundância nas bordas dos fragmentos, podem ser as mesmas quando considerado apenas o tamanho das amostras, no entanto um estudo com a aranha social *Anelosimus eximius* (Theridiidae), mostrou maior número de colônias junto as bordas e fragmentos, mas nestes locais, as taxas de extinção e recolonização foram maiores do que na mata contínua (Venticinque e Fowler, 2001).

Foi observado uma relação entre a abundância de aranhas e o eixo2 da ordenação das variáveis ambientais, um valor próximo do significativo foi observado para o eixo1 (ANCOVA, $r^2=0,65$, $n=16$, eixo 2 $F_{[12,1]}=7,6$, $p=0,018$ e eixo1 $F_{[12,1]}=4,3$, $p=0,061$), e menor abundância de aranhas foi constatada nos fragmentos (ANCOVA, $r^2=0,65$, $F_{[12,1]}=11,8$, $p=0,005$, $n=16$). Entretanto, não foram observadas diferenças quanto a estrutura da vegetação de fragmentos e mata contínua segundo a ordenação (HMDS). A medida em que a estrutura da vegetação se torna mais diversificada, a heterogeneidade de habitats e a capacidade do ambiente em supor-

tar mais aranhas é maior. A disponibilidade de refúgios aumenta, os pontos para fixação de teias e a diversidade de presas é maior, e a densidade de aranhas é favorecida. Assim, a estrutura da vegetação encontrada em fragmentos e floresta provavelmente comporta uma variedade de presas e de microhabitats capazes de sustentar a comunidade de aranhas nestes locais. A relação entre a abundância da araneofauna e a vegetação do sub-bosque é comum em ambos tratamentos e não explica a maior abundância de aranhas na mata contínua. No entanto, devido a sua menor área, os fragmentos possuem menor heterogeneidade de habitats (Zimmerman e Bierregard, 1986) e isto pode estar influenciando na capacidade do ambiente em suportar um grande número de indivíduos, mesmo que diferenças quanto a estrutura da vegetação entre os locais não tenham sido observadas.

4. Conclusões

A queda na abundância e riqueza de espécies de aranhas também foi observada em fragmentos na Califórnia (Bolger et al., 2000), e reflete um comportamento semelhante ao encontrado para diversidade de formigas (Formicidae) (Vasconcelos et al., 2001), e abundância de invertebrados terrestres (Didham, 1997), onde fragmentos menores que 10ha não seriam capazes de suportar alta abundância de indivíduos e possivelmente maior riqueza de espécies. No entanto, a abundância é um parâmetro ecológico que omite informações essenciais para a conservação de quaisquer grupos. A diversidade e a composição da comunidade são importantes parâmetros para a tomada de decisões relativas a conservação, porém, não são abordados ao considerar apenas a abundância de um determinado grupo. Além disso, não significa que locais com maior abundância de aranhas tenham necessariamente maior riqueza de espécies, já que um dos efeitos muito conhecidos em áreas alteradas é o favorecimento da abundância de alguns grupos. Entretanto, no estudo de uma comunidade de aranhas, a abundância tem seu valor ecológico ao caracterizar mudanças decorrentes da fragmentação de habitats. O fato de haver menos aranhas nos fragmentos, demonstra diferenças entre a comunidade de florestas nativas e alteradas, podendo servir como um dos argumentos necessários para a conservação de áreas não perturbadas. Se há maior diversidade de espécies em fragmentos mesmo que suas abundâncias sejam menores, o que considero improvável, esta já é uma questão que necessita de outra abordagem e outros parâmetros ecológicos que tragam mais informações a respeito da comunidade do que simplesmente a abundância dos indivíduos.

A identificação de aranhas, assim como de muitos outros invertebrados, requer mais tempo e maiores custos. Problemas como a escassez de taxonomistas, baixo número de espécies descritas (Coddington e Levi, 1991), e ausência de literatura, somam-se aos problemas de morfotipagem, que no caso de aranhas, é correta em somente 50% dos casos quando feita por não especialistas (Derraik et al., 2002). Com a crescente derrubada das florestas tropicais, aliada a perda de habitats e extinção de espécies, decisões relativas a conservação necessitam de rapidez (Lovejoy et al., 1983). A determinação da abundância de invertebrados, como aranhas por exemplo, pode ser o primeiro passo para a interpretação dos efeitos da fragmentação sobre a floresta. Portanto, considero a comparação da abundância entre áreas fragmentadas e floresta não impactadas, uma ferramenta rápida, barata (não necessita de especialistas) e capaz de demonstrar alterações na comunidade de aranhas submetidas a pressão antrópica. Estudos subsequentes a respeito de como a composição das comunidades estão sendo estruturadas e afetadas pela fragmentação são imprescindíveis. Entretanto, esta abordagem exige mais tempo e maiores custos para disponibilizar informações que não podem ser simplesmente respondidas apenas em função do número de indivíduos de uma determinada área. (Fontes financiadoras: CNPQ e PDBFF/INPA - Smithsonian Institute)

5. Referências Bibliográficas

- Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A. e Case, T.J. Arthropods in urban habitat fragmentation in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*, 10(4): 1230-1248.
- Coddington, J.A. e Levi, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 22: 565-592.
- Derraik, J.G.B., Closs, G.P., Dickinson, K.J.M., Sirvid, P., Barratt, B.I.P. e Patrick, B.H. 2002. Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. *Conservation Biology*, 16(4): 1015-1023.
- Didham, R.K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In Watt A.D., N.E. Stork, M.D. Hunter (eds), *Forest and Insects*. Chapman and Hall, London, England.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Jr., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., e Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-230.
- Gasnier, T. R., Höfer, H. e Brescovit, A. D. 1995. Factors affecting the "activity density" of spiders on tree trunks in Amazonian Rainforest. *Ecotropica* 1(2): 69-77.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2000. Deforestation estimates for the Brazilian Amazon. São José dos Campos, Brasil.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard R. O., Jr., Rankin-de-Mérona, J. M. e Schubart, H. O. R. 1983. Ecological dynamics of forest fragments. pp. 377-384. In: Sutton, S. L., Whitmore, T.C. and Chaddwick, A. C. (eds.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10 (2): 58-62.
- Nepstad, D., McGrath, D., Alencar, A., Barros, A. C., Carvalho, G., Santilli, M. e Vera Diaz, M. del C. 2002. *Frontier Governance in Amazonia*. Science 295: 629-631.
- Souza, O., Schoederer, J. H., Brown, V. e Bierregaard, R. O. Jr. 2001. A Theoretical Overview of the Processes Determining Species Richness in Forest Fragments. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Uetz, G. W. 1991. Habitat Structure and spider foraging. In: Bell, S. S.; McCoy, E. D., Mushinsky, H. R. (eds.). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, England.
- Vasconcelos, H.L., Carvalho, K.S. e Delabie, J.H.C. 2001. Landscape modifications and ant communities. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Venticinque, E. M. e Fowler, H.G. 2001. Local Extinction Risks and Asynchronies: The evidence for a Metapopulation Dynamics of a Social Spider, *Anelosimus eximius* (Araneae, Theridiidae). In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Wilson, E.O. 1998. The current state of biological diversity. In *Biodiversity*. E.O. Wilson ed. Natural Academy Press, Washington D.C.
- Wise, D.H. 1993. *Spider in ecological webs*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Zimmerman, B. L. e R. O. Bierregaard, Jr. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. *J. Biogeography* 13:133-143.

Aspectos sócio-econômicos da produção e manejo comunitário de sementes florestais nativas em áreas extrativistas no Estado do Acre

Renata Maria Than^a, Fátima C.M. Piña-Rodrigues^b, Francisco Kennedy Araújo de Souza^c, ^aGraduação em Eng. Florestal na UFRRJ, renthan@hotmail, ^bProf. Adjunto Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro-UFRRJ, fpina@ufrj.br ^c Pesquisador da Universidade Federal do Acre

1) Introdução

O Estado do Acre possui aproximadamente 91% da sua cobertura florestal intacta (INPE, 2001), habitado em sua maioria por populações tradicionais (Rocha, 2002). O uso de múltiplos produtos florestais pelas comunidades extrativistas pode ser uma alternativa para o aumento da produtividade destas áreas, diminuindo o avanço do desmatamento e uma forma de complementação da renda dos produtores rurais. O uso múltiplo dos recursos florestais é uma prática que vem sendo adotada por planos de manejo comunitário desenvolvidos na região amazônica (Amaral, 1998).

Embora o conceito de manejo florestal comunitário tenha se fortalecido na década de 70, junto com os debates sobre desenvolvimento sustentável, na Amazônia Brasileira as discussões se iniciaram a partir dos anos 80 (Dias, 2001). Os Planos de Manejo Florestal Comunitário começaram a ser implementados por volta de 1994 e se consolidaram no Brasil a partir dos trabalhos desenvolvidos por várias organizações não governamentais (Amaral & Amaral Neto, 2000).

No Acre, o projeto de manejo comunitário envolvendo a produção de sementes florestais nativas teve início em 1998, através da parceria entre a organização não-governamental Centro dos Trabalhadores da Amazônia, o Ministério do Meio Ambiente e a Associação de Produtores Rurais Nossa Senhora de Fátima. Dentro do projeto foi realizado o mapeamento de 27 espécies florestais com potencial para comercialização e a capacitação das famílias para a atividade.

O presente estudo tem como objetivos realizar um diagnóstico sócio-econômico da atividade de colheita e produção de sementes florestais e analisar a forma de organização comunitária para a realização desta atividade.

2) Metodologia

O estudo foi desenvolvido no período de julho a novembro de 2002, no km 52 e 75 da BR-317, respectivamente na Associação Nossa Senhora de Fátima e na Associação Chico Mendes, no município de Brasiléia- AC. Do total de famílias integrantes do projeto inicial (n=30), foram entrevistadas 10 famílias da associação Nossa Senhora de Fátima e 6 famílias da associação Chico Mendes, dentre as quais 9 estão situadas na Reserva Extrativista Chico Mendes e 6 no perímetro da área da Reserva, totalizando 16 famílias-chave entrevistadas.

Os métodos de avaliação utilizados foram entrevistas semi-estruturadas e estruturadas, mapeamento participativo e levantamento de dados com as associações e instituições envolvidas. Foram obtidas informações sobre as espécies e quantidades de sementes coletadas pelas famílias no ano de 2001 e 2002 e a quantidade total adquirida pela associação nos 4 anos do projeto, e a receita obtida de 2000 a 2002.

3) Resultados e Discussão

O produtor de sementes florestais é responsável pelos processos de colheita, secagem, extração e transporte até a sede da associação, onde são pesadas e beneficiadas pelo encarregado de produção. Na sede é mantida uma lista dos preços por kilo das especi-

es do manejo para o produtor ter conhecimento do valor de sua colheita, efetuado após a venda. As sementes são transportadas até a Central de Associações de Pequenos Produtores Rurais do município de Epitaciolândia e Brasiléia, localizada no centro do município de Brasiléia, onde são embaladas e armazenadas pelo agente de vendas para comercialização. Os contatos com os compradores são feitos através da internet e telefone, no escritório da central de associações, onde as sementes são armazenadas em câmara seca e embaladas e etiquetadas em sacos de papel e sacos plásticos para a comercialização.

Os materiais e equipamentos utilizados para a colheita são o kit de alpinismo (1 mochila, 1 corda, 2 mosquetões e 1 cadeirinha), podão e sacos de aniagem. O beneficiamento é realizado de forma manual, com o uso de peneiras. A colheita de sementes é realizada através do método de colheita no chão pelos próprios produtores. O método de colheita empregando equipamento de alpinismo é realizado com o apoio de dois para-florestais da Associação Nossa Senhora de Fátima e três da Associação Chico Mendes, ambos do sexo masculino, com idade entre 20 e 26 anos, treinados para a escalada em árvores. Os para-florestais fazem a colheita nas áreas florestais das famílias participantes e recebem 50% do valor de cada quilo de semente colhida, após a comercialização.

Nas 16 famílias entrevistadas, a quantidade total de sementes colhidas no ano de 2001 e 2002 foi de 1.358, 2 kg, o que representaria, de acordo com o valor das respectivas espécies e caso todas fossem vendidas uma receita estimada de R\$ 890,70, distribuída para as famílias de acordo com as quantidades e espécies que cada produtor coletou. A média de árvores colhidas por família foi de 14,4 (*desvio padrão*= 18,3). O método de colheita no chão representou 66,8% da produção total, sendo as espécies mais colhidas a jarina (*Phytelephas macrocarpa* King)- 380 kg, e o paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber)- 423 kg. O método de colheita através do alpinismo foi responsável por 33,2% da produção total e as espécies mais significativas foram o cedro (*Cedrela odorata* L.)- 39 kg e o paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber), 388 kg. Para espécies com sementes mais pesadas a predominância foi à colheita no solo, enquanto espécies com dispersão pelo vento foram colhidas com o método de alpinismo. A colheita de sementes ocorreu nos meses de julho a outubro e o tempo médio gasto por família foi de 7,6 dias (*desvio padrão*= 4,8).

A participação da mulher no processo de colheita ocorreu em 10 famílias e de extração em 15. Os indivíduos de idade inferior a 18 anos participaram da colheita em 11 famílias e da extração em 13 famílias. A participação do homem é mais significativa no transporte (16) e na colheita (13).

As maiores quantidades de sementes colhidas, entre 1998 e 2001, registradas pela associação foram das espécies *Schizolobium amazonicum* Huber (paricá), 2688 kg e *Swietenia macrophylla* King Vell. (mogno), 587,8 kg, sendo esta última a que mais contribuiu com a receita obtida pela comercialização das sementes (53,3%). A Região Norte foi responsável pela compra de 87,4% das sementes, principalmente no estado do Pará (74,2 %).

Para os produtores de sementes participantes do projeto o maior problema da atividade é a incerteza do mercado, que desestimula a colheita, pois não há garantia de venda das sementes. Outro problema apontado diz respeito à demanda por sementes e a época de produção. No sistema atual, as solicitações de compra em geral ocorrem fora da época de colheita das espécies. Em termos sociais verifica-se que o projeto teve efeito multiplicador com a inserção de novas famílias no processo de produção. Famílias com potencial para atividade, em sua maior parte localizadas na Reserva Extrativista Chico Mendes têm buscado participar do projeto e vêm col-

hendo sementes para a associação.

4) Conclusões

* A colheita de sementes florestais vem contribuindo no manejo florestal comunitário para a agregação de renda familiar;

* A atividade de colheita realizada tem caráter familiar, com envolvimento de seus componentes;

* A colheita no chão é o método mais empregado;

* As espécies jarina (*Phytelephas macrocarpa* King), paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber) e cedro (*Cedrela odorata* L.) foram as de maior importância na colheita de sementes pelas famílias no ano de 2001 e 2002;

* O mogno (*Swietenia macrophylla* King Vell.) é a espécie que mais contribuiu com a receita obtida pela associação nos 4 anos do projeto;

* A região norte, principalmente o estado do Pará, é a maior compradora de sementes;

* A produção de sementes florestais tem caráter agregador, com a inserção de novas famílias ao longo de quatro anos de projeto;

* O sistema de comercialização atual ainda depende da época em que as sementes são produzidas.

(Agradecimentos aos produtores de sementes pela contribuição na realização do trabalho, ao apoio da Associação Nossa Senhora de Fátima e da Central de Associações de Pequenos Produtores Rurais de Epitaciolândia e Brasiléia, ao apoio logístico e a orientação do SETEM/Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre e ao apoio financeiro e a orientação do Centro dos Trabalhadores da Amazônia-CTA).

5) Referências Bibliográficas

DIAS, A.S. Consideraciones sociales y silviculturales para el manejo florestal diversificado em una comunidad ribereña em la Floresta Nacional de Tapajós, Amazônia Brasileira. Turrialba, Costa Rica, 135f. 2001. (Tese de mestrado).

ROCHA, Elektra. Aspectos Ecológicos e sócio-econômicos do manejo de *Euterpe precatoria* Mart (Açaí) em áreas extrativistas no Acre. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 143 f. 2002.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (2001). www.inpe.br.

AMARAL, P. & AMARAL NETO, M. Manejo florestal comunitário na amazônia brasileira: situação atual, desafios e perspectivas. Brasília, IIEB. 58p, 2000.

AMARAL, P. Manejo Florestal Comunitário na Amazônia. Porto Dias, WWF/Suny Program, 39p. 1998.

Uma etnoecologia de preferências e consumo de pescado e suas relações com o sistema de tabu alimentar local em comunidades ribeirinhas da área de influência da estação científica ferreira penna (MPEG), Caixuanã, Pará, Brasil.

Ricardo Bertonecello 1 & Rui Sérgio S. Murrieta 2

1-Graduação do Instituto de Biociências (USP)

(bertom@webcable.com.br) 2- Professor Assistente do Instituto de Biociências (USP)

1. Introdução

O corrente artigo visa caracterizar preliminarmente os padrões e variações de preferências individuais de pescado nas comunidades de Pedreira e Caixuanã, localizadas na Floresta Nacional de Caixuanã, no Estado do Pará, e suas relações com o sistema de tabu alimentar local. Somado a isto, pretende-se testar a metodologia de listagem livre como um potencial instrumento para a investigação de diferenças individuais e grupais referente ao etnoconhecimento e suas im-

plicações para as preferências alimentares.

Até o momento, os estudos nutricionais realizados com populações caboclas da Amazônia têm sido incipientes e localizados, deixando abertas importantes questões sobre a ecologia humana e nutricional da região (ver revisão em Adams 2002; Murrieta 1998; Siqueira 1997).

O pescado pode ser considerado como a maior e mais confiável fonte de proteína da Amazônia. Preferências sociais e individuais são fatores determinantes no consumo de pescado, sendo este muitas vezes fortemente norteado por um sistema de tabus alimentar, conhecido regionalmente como reima (Motta-Maués 1993; Murrieta 1998). A reima é um sistema classificatório de restrições e proibições alimentares, característico das populações ribeirinhas amazônicas e do litoral brasileiro, dominado por uma lógica binária estruturada em torno de categorias de alimentos perigosos (reimosos) e não perigosos (não reimosos) (Motta-Maués & Maués 1980; Motta-Maués 1993; Murrieta 1998, 2000).

O sistema classificatório da reima na Amazônia apresenta variações tanto geográficas, quanto grupais e individuais, de modo a resultar em classificações muitas vezes discordantes e heterogêneas entre grupos e indivíduos. Além disso, a classificação do pescado enquanto reimoso ou não reimoso parece ser atribuída não apenas a aspectos relacionados à culinária (textura, sabor e quantidade de gordura), mas também a aspectos morfológicos, ecológicos, comportamentais e alimentares do animal (Murrieta 2000, 1998).

Apesar de estudos relativamente detalhados sobre este sistema (Motta-Maués 1993; Murrieta 1998), até o momento, bem pouco tem sido investigado a respeito do impacto da reima sobre o consumo alimentar e suas implicações nutricionais e ecológicas (ver Begossi 1992; Begossi & Braga 1992 para uma breve discussão do assunto).

Neste contexto, esta pesquisa foi elaborada com o intuito de descrever e avaliar em caráter preliminar o papel da reima nas preferências individuais pelos diferentes tipos de pescado e suas variações entre categorias de gênero e etárias.

2. Metodologia

A presente pesquisa teve como foco as populações das comunidades de Pedreira e de Caxiuanã, localizadas na área sob influência da Floresta Nacional de Caxiuanã e da Estação Científica Ferreira Penna, do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), situada nas coordenadas 1° 42'30"S e 51°31'45"W, da baía de Caxiuanã, no município de Melgaço.

O trabalho de campo, realizada em novembro de 2000 (estação seca), constituiu-se de uma investigação etnográfica nas comunidades de Pedreira e de Caxiuanã através de entrevistas não-estruturadas e semi-estruturadas (ver Bernard 1994; Murrieta 1998, 2000) Com isto procurou-se um maior entendimento de aspectos contextuais, sociais e ecológicos, possibilitando assim uma melhor compreensão dos critérios e parâmetros sócio-ecológicos que norteiam as preferências individuais. Esta etapa estendeu-se por 10 dias. Durante este período aspectos gerais da economia doméstica e do sistema de subsistência também foram enfocados.

Estipulou-se uma amostra não probabilística de dezenove indivíduos, sendo nove homens e dez mulheres, de diferentes faixas etárias. Durante as entrevistas os indivíduos foram solicitados a produzir uma listagem livre de todos os tipos ("qualidades") de peixes que fossem lembrados, classificando-os de acordo com o sistema cultural da região ("folk") quanto a caracteres morfológicos (escama ou pele), humorais (reimoso ou não reimoso) e etológicos.

Após o término da listagem, foi pedido aos mesmos indivíduos que enumerassem os cinco peixes preferidos para consumo e os cinco peixes que, segundo suas percepções, seriam os mais consumidos domesticamente.

3. Resultados

Esta pesquisa quantificou um total de 119 "qualidades" de peixes citados por 9 homens e 10 mulheres. Algumas das variedades citadas puderam ser facilmente identificadas na escala

taxonômica de gênero e família, mas nem sempre foi possível identificar a espécie.

Os principais critérios de classificação referem-se à qualidade humoral do alimento - reimoso e não-reimoso - e a morfologia - escama e pele.

Os peixes mais citados, o filhote (*Brachyplatystoma filamentosus*) e a pescada branca (*Scinidae sp.*) aparecem, respectivamente em 100 e 94,7% das citações de ambos os sexos. Os peixes que aparecem em 100% das citações masculinas são filhote, aruanã (*Osteoglossum sp.*) e pirarucu (*Arapaima gigas*), enquanto os que aparecem em 100% das citações femininas são filhote e pescada branca.

O peixe considerado mais reimoso para ambos os sexos entrevistados foi o filhote (com 17 citações), seguido da piranha-preta (*Serrasalminae sp.*) e do mapará (*Hypophthalmus sp.*) com 13 e 11 citações respectivamente.

Dentre os principais peixes considerados mais reimosos para cada sexo, os homens citaram filhote, pirarucu, piranha-preta e arraia (*Potamotrygonidae*) respectivamente 8, 6, 5 e 5 vezes citados como reimosos. As mulheres citaram filhote, mapará, piranha-preta e jacunda-piranga, respectivamente 9,8,8 e 5 vezes citados como reimosos. No que se refere às qualidades declaradas mais consumidas por homens e mulheres, ocorre concordância em 4 dos 5 peixes citados como mais consumidos para ambos sexos. Quanto à discordância, os homens citam Acaratinga (*Chichlidae sp.*) enquanto as mulheres citam Carapixuna (*Chichlidae sp.*) como peixes mais consumidos. Entre os declarados como os 5 mais consumidos, os homens consideram todos como não-reimosos, exceto o tucunaré, que é considerado reimoso por 14,3% do total dos entrevistados (as mulheres não o consideram um peixe reimoso).

Entre os declarados como os 5 peixes mais consumidos pelas mulheres entrevistadas, 3 peixes são considerados não-reimosos, e, quanto aos outros 2 peixes, 33,3% consideram o carapixuna reimoso e 50% consideram a piranha como peixe reimoso (os homens não a consideram um peixe reimoso). Das 5 qualidades declaradas como favoritas por cada sexo, constatou-se que o tucunaré, a pescada e o filhote são os peixes que aparecem em ambas as listas de preferências, dentre os quais, o filhote é considerado como muito reimoso para ambos os sexos. Além disto, os homens citam aracatinga e jiju como preferidos e as mulheres citam caratinga (*Cichlidae sp.*) e piranha.

Os 9 entrevistados do sexo masculino produziram um total de 284 citações, dentre estas 89 (31,3%) foram apontados como qualidades reimosas e 195 (68,7%) como não reimosas. Entre as 10 entrevistadas do sexo feminino, ocorreram 209 citações, sendo que 88 (42,1%) das qualidades citadas foram apontadas como reimosas, e 121 (57,9%) como não reimosas.

4. Conclusão

Os valores apresentados acima sugerem um conhecimento mais detalhado de variedades de peixe entre os homens do que entre as mulheres. Assumindo a veracidade desta pressuposição, podemos sugerir como a primeira hipótese formulada a partir deste trabalho que o fato dos homens serem os principais responsáveis pela atividade da pesca, tendo assim maior contato com os diferentes domínios ambientais e sua diversidade, leva-os a ter um maior conhecimento sobre as diferentes qualidades de peixes locais. As mulheres, de certo modo, ficam um pouco mais restritas àqueles peixes que são trazidos para dentro de casa (uma vez que são elas as responsáveis pela preparação do alimento) ou capturados nas imediações da unidade doméstica.

No que se refere à identificação de qualidades reimosas, os homens reportaram um número menor de qualidades em relação ao reportado pelas mulheres, o que nos permite sugerir a segunda hipótese deste estudo: as mulheres têm um conhecimento mais elaborado em relação aos peixes reimosos, devido ao fato de serem mais diretamente afetadas por este sistema de tabus alimentares.

Ao analisarmos o resultado do T TEST observamos que, existe uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores reportados de peixes considerados reimosos e não reimoso entre homens e mulheres, o que corrobora com a hipótese formulada acima.

Da mesma forma, observamos uma diferença significativa entre os valores referente às citações de peixes com escamas entre homens e mulheres, porém, esta diferença pode ser decorrente do tamanho reduzido da amostra.

Quanto à metodologia aplicada, embora de caráter exploratório, esta se mostrou eficaz como potencial instrumento de investigação de diferenças individuais e grupais referentes ao conhecimento etnoecológico. Apesar dos resultados promissores da metodologia, amostras mais significativas devem compor os estudos futuros.

5. Referências Bibliográficas

- ADAMS, C. (2002). Estratégias Adaptativas de Duas Populações Caboclas (Pará) aos Ecossistemas de Várzea Estuarina e Estacional: uma análise comparativa. Departamento de Ecologia. São Paulo, USP: 373.
- BEGOSSI, A. (1992). Food Avoidance at Búzios Island (Brazil). Their significance and relation to Folk Medicine. *Journal of Ethnobiology* 12(1): 117-139
- BEGOSSI, A., BRAGA, F.M. (1992). Food taboos and folk medicine among fishermen from the Tocantins River (Brazil). *Amazoniana* 12 (1): 110-118
- BERNARD, A. (1994). *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches*. London/ New Deli: Sage Publications
- MOTTA-MAUÉS, M.A. (1993). "Trabalhadeiras" & "Camarcadas": Relação de Gênero, Simbolismo e Ritualização numa Comunidade Amazônica. Belém: Editora Universitária UFPA
- MOTTA-MAUÉS, M.A; MAUÉS, R.H. (1980). Hábitos e Crenças Alimentares Numa Comunidade de Pesca. Belém: Falângola
- MURRIETA, R.S.S. (1998). O Dilema do Papa-Chibé: Consumo Alimentar, Nutrição e Prática de Intervenção. *Revista de Antropologia*, Universidade de São Paulo (USP), 41(1): 97-150.
- MURRIETA, R.S.S. (2000). The Dilema of the Chibé-Eater: Food choice, Ecology and Every day Life among Peasant Communities in the Lower Amazon, Brazil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Department of Anthropology, University of Colorado at Boulder, 220p.
- SIQUEIRA, A.D. (1997). The Ecology of Food and Nutrition: Patters of Land Use and Nutritional Status among caboclo populations on Marajó Island, Pará, Brazil. Unpublished Ph.D. Dissertation. Department of Anthropology, Indiana University, Bloomington, Indiana.

Ecologia, Manejo e Sustentabilidade da extração das fibras do Arumã (*Ischnosiphon* spp.) entre os Baniwa do Alto Rio Negro

Rita Mesquita^a, Fabiana Souza^b, Glenn Shepard^c, Adeilson Lopes^d

^a Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia - INPA

(rita@inpa.gov.br) ^b INPA (fabiana@inpa.gov.br) ^c INPA

(Gshepardjr@aol.com) ^d aluno pós-graduação em Ecologia - INPA (adeilson@inpa.gov.br).

1. Introdução

A sustentabilidade ecológica das práticas de sociedades amazonidas tem sido questionada diante do crescimento populacional e das mudanças nos padrões de produção e consumo. O desafio do uso sustentável da Amazônia tem mobilizado até mesmo atores historicamente absoltivos de acusações de agressões ao meio ambiente, como os indígenas (ISA, 2000a).

Os Baniwa, grupo indígena que ocupa a região do Alto Rio Negro com outras 22 etnias nativas há pelo menos dois mil anos

(Ribeiro, 1995), formam um complexo sistema cultural, econômico e político, cuja alimentação e subsistência estava baseada, até recentemente, no plantio da mandioca, na pesca e na caça. Atualmente estas populações formaram associações e tentam cada vez mais investir na melhoria das condições de vida das suas comunidades por meio de projetos auto-sustentáveis baseados em práticas tradicionais, visando valorizar e divulgar suas culturas ao mesmo tempo em que adquirem recursos financeiros para suprir suas necessidades (ISA, 2000b).

O Arumã, nome botânico comum de origem Tupi, refere-se a um conjunto de espécies de ervas do gênero *Ischnosiphon* (Marantáceas) que ocorre amplamente nos trópicos úmidos da América. Ele é a matéria-prima fundamental na fabricação dos utensílios domésticos associados no processo de conversão da mandioca em farinha, tapioca, goma, biju, tucupi e etc. A fibra extraída desta planta é amplamente utilizada na Amazônia pelos povos indígenas e ribeirinhos, especialmente para cestaria (Ribeiro 1980). Na bacia do Içana, os Baniwa utilizam basicamente duas espécies para a confecção do artesanato; *Ischnosiphon aruma* conhecido como poapoa kantsa e *Ischnosiphon obliquus* conhecido como halepana (Hoffman, 2001). O primeiro é mais utilizado na confecção de materiais que necessitam de resistência (tipo tipiti e balaios) e o segundo mais utilizado para a confecção de artesanato decorativo, devido ao brilho da fibra (via exportação).

O extrativismo de produtos florestais não madeireiros vem sendo implementado como alternativa econômica sustentável e modelo para conservação de florestas tropicais, mas a sustentabilidade econômica nem sempre significa sustentabilidade ambiental. Estudos científicos são necessários para determinar padrões de uso sustentável e desenvolver sistemas de manejo adequados. O estudo aqui apresentado

implementou um plano de monitoramento ecológico e participativo para acompanhar e avaliar os possíveis impactos da extração de arumã sobre a sobrevivência e crescimento das plantas que são a base da atividade artesanal em questão. Especificamente avaliamos como diferentes intensidades de corte dos talos de arumã afetaram a produção de brotos novos, a mortalidade e a estrutura das touceiras de arumã. À partir dos resultados preliminares discute-se aqui as estratégias de manejo mais adequadas para assegurar a sustentabilidade da atividade produtiva do artesanato com fibras de arumã pelos Baniwa do Alto Rio Negro.

2. Métodos

O presente estudo foi realizado em 7 comunidades indígenas Baniwa (São José, Santa Rosa, Juivitera, Tukumã, Jandu, Mauá e Trindade) do médio e alto rio Içana, afluente do rio Negro, no município de São Gabriel da Cachoeira, Amazonas, Brasil.

A classificação dos talos das touceiras de arumã seguiu a classificação usada pelos Baniwa, que leva em consideração aspectos ligados à utilidade dos talos para o artesanato: (1) brotos = talos jovens que ainda não emitiram a primeira folha; (2) jovem = talos flexíveis, com o leque de folhas ainda não completamente formado; esses talos não são utilizados para o artesanato; (3) maduros = ideal para a extração da fibra, são talos adultos, com o leque de folha formado e acima de 1.5 m de altura; (4) maduro baixinho = talos maduros, com o leque de folhas formado, mas abaixo de 1.5 metros de altura, esses talos são utilizados principalmente para confecção de peneiras e/ou pequenos cestos; (5) velhos = talos senescentes com manchas e muitas folhas mortas, não são utilizados para o artesanato; (6) mortos = talos sem folhas e fisiologicamente mortos.

Para estimar a capacidade produtiva de arumã e as taxas de extração sustentável em diferentes ambientes naturais e manejados foram implementados experimentos de corte em fevereiro de 2002 e julho de 2002 dentro de seis comunidades: São José, Santa Rosa e Tucumã com *Poapoa Kantsa* (*I. aruma*) e em Trindade, Mauá e Jandu com *Halepana* (*I. obliquus*). Foram feitos 4 tratamentos para simular e acompanhar o impacto provocado pela extração dos

talos maduros de cada touceira, com 10 repetições para cada tratamento. Os tratamentos foram: nenhum corte (controle); corte de 25% a 33% dos talos maduros; corte de 50% a 66% dos talos maduros; corte de 100% dos talos maduros.

Os experimentos foram monitorados 3 vezes (agosto e novembro de 2002 e fevereiro de 2003). Os dados aqui apresentados correspondem ao último censo, um ano após a implantação dos tratamentos. Utilizamos análise de variância (ANOVA), no programa Systat 8.0. As probabilidades entre as categorias analisadas foram testadas através do método de Tukey.

3. Discussão e Resultados

A distribuição de *Ischnosiphon arouma* (Poapoa) e *I. obliquus* (Halepana) não é uniforme. Estas plantas ocorrem principalmente ao longo de igarapés ou em roçados abandonados, ambientes que geralmente apresentam maior luminosidade. Além disso, as duas espécies podem co-ocorrer, mas raramente o fazem, e quando uma domina o local, a outra se encontra em menor quantidade ou ausente. Poapoa apresenta em média um total de 8.3 talos/touceira, enquanto halepana chega a 12 talos/touceira. Considerando os diferentes tipos de talos, (1) brotos são um bom indicativo da capacidade reprodutiva da touceira; (2) velhos indicam senescência da touceira; e (3) talos totais, indicam o tamanho e estrutura da touceira. Em geral, existem poucos brotos por touceira (0.4 e 0.67 para poapoa e halepana, respectivamente), e um número 3 vezes maior de talos mortos (1.3 e 2.23 para poapoa e halepana respectivamente).

Os tratamentos de corte tiveram um impacto significativo sobre o número de brotos produzidos após um ano para poapoa ($F=2.97$, $p=0.037$). Um corte de 25-33% resultou em mais que o dobro (0.9) do número de brotos/touceira, em relação ao controle (0% de remoção, 0,4 brotos/touceira). Touceiras que sofreram tratamentos mais intensivos, como 50-66% e 100% de remoção dos talos maduros não foram capazes de repor, no período de um ano, na forma de brotos, o número de talos perdidos pela extração, mas todas apresentaram alguma produção de brotos. Além do efeito significativo dos tratamentos, também houve um efeito dos locais de amostragem (comunidades) sobre a brotação em poapoa ($F=7.15$, $p=0.009$). Touceiras localizadas em São José produziram 3 vezes mais brotos que touceiras de Santa Rosa.

As respostas de Poapoa em termos de talos totais, após um ano, também foram significantes, tanto para os tratamentos de corte ($F=15.54$, $p=0.001$) quanto para as comunidades ($F=5.25$, $p=0.025$). Novamente, o tratamento de 25-33% de remoção apresentou os melhores resultados. Halepana também apresentou diferenças significantes quanto ao número total de talos ($F=4.22$, $p=0.001$), mas em geral, as respostas das duas espécies de arumã aos tratamentos foram distintas. Por exemplo, halepana não apresentou diferenças significantes dos tratamentos quanto ao número de brotos.

Se as respostas obtidas neste primeiro ano forem mantidas ao longo do tempo, então o corte de 25% a 33% dos talos maduros poderá ser a estratégia de manejo mais eficaz para o arumã entre os Baniwa. Os tratamentos mais intensivos são desaconselháveis para o manejo de arumã porque os talos não se regeneraram ao longo do ano de estudo, as touceiras diminuíram sua capacidade reprodutiva e aumentaram a taxa de talos senescentes da touceira tanto para halepana como para poapoa.

Os talos das touceiras de arumã não são independentes, mas se comunicam através de um intrincado sistema de rizoma. Desta forma, os talos maduros são os principais responsáveis pela captação de energia, produção de nutrientes e reprodução da touceira. A retirada excessiva de talos maduros provocou danos aparentemente de difícil recuperação para a estrutura original da touceira.

A forma de manejo proposta através do controle do número de talos extraídos, que deveria ficar em torno de 25-33%, possivelmente acarretará um maior esforço por parte dos artesãos, uma vez que, implicará na extração de poucos talos por touceira. Artesãos

terão, no mínimo, que percorrer uma maior distância a fim de obterem mais touceiras e conseqüentemente mais talos. Tradicionalmente, os Baniwa raramente colhem todos os talos maduros de uma touceira, e as touceiras das duas espécies de arumã são abundantes em suas roças abandonadas. Para suprir a necessidade de talos, num cenário de aumento da demanda por um mercado consumidor expandido pela exportação, o ideal é que se inicie um processo de manejo e controle pelas comunidades sobre a extração. O plantio de arumã pelos artesãos também tem sido testado, e se mostrou viável com as técnicas de plantio de rizoma e de leque de folhas.

4. Conclusões

A extração da fibra de arumã para a confecção de artesanatos sempre fez parte da cultura dos indígenas Baniwa da bacia do Rio Içana. O recente encaminhamento destes artesanatos para o mercado externo como alternativa econômica para o sustento das comunidades Baniwa até o presente momento tem se mostrado uma alternativa viável de sustentabilidade econômica e ambiental para estas populações e o ecossistema que elas ocupam (Shepard e Silva, 2001). Ainda são necessários maiores estudos a fim de se testar outras técnicas de manejo, mas já podemos indicar que a estratégia de corte mais branda, onde são cortados apenas 25% a 33% dos talos maduros da touceira é a mais adequada para a proliferação dos brotos, e também para que a mesma se mantenha estável ao longo do tempo. A extração racional dos talos maduros da touceira, conciliada com o plantio pelos artesãos, poderá prover a auto-sustentação financeira e ecológica destas comunidades sem risco para o meio ambiente. Outros fatores ainda terão que ser analisados futuramente como o impacto econômico e social que esta atividade poderá provocar na cultura destas populações tradicionais e como este impacto será repassado para o meio ambiente e para a economia local ao longo dos anos.

5. Referências Bibliográficas

- Hoffman, D. 2001. Arumã no Alto Rio Içana: perspectivas para o manejo. São Gabriel da Cachoeira (AM): ISA – Programa Rio Negro. 54p. (Relatório não publicado)
- ISA. 2000a. O que os Brasileiros Pensam dos Índios. Pp. 57-62. In: Ricardo, C.A. (ed). *Povos Indígenas no Brasil, 1996-2000*. São Paulo: ISA (Instituto Socioambiental). 832p.
- ISA. 2000b. Arumã no Alto Rio Negro: revisão bibliográfica e histórica da pesquisa de arumã no Alto Rio Negro – uma proposta de pesquisa com objetivo do manejo sustentável de recursos naturais e domesticação desta matéria-prima. São Gabriel da Cachoeira (AM): ISA – Programa Rio Negro. 150p. (Relatório não publicado).
- Ribeiro, B.R. 1980. A civilização da palha: a arte do trançado dos índios do Brasil. Tese de Doutorado. São Paulo: USP. 270p.
- Ribeiro, B. R. 1995. Os Índios das Águas Pretas. Companhia das letras. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Shepard, G.H. Jr.; Silva, M.N.F. da. 2001. Arte Baniwa: Avaliação preliminar da sustentabilidade socioambiental da produção e comercialização do artesanato de arumã (*Ischnosiphon spp.*) no Alto Içana – relatório preparado para o Instituto Socioambiental (ISA). São Gabriel da Cachoeira (AM): ISA – Programa Rio Negro. 61p.

Relação entre carbono e nutrientes no solo e vegetação em uma toposequência de floresta de terra firme próximo à Manaus

Romilda Maria Quintino Paiva⁽¹⁾; Flávio J. Luizão⁽²⁾

¹Pós-graduação em Ecologia – INPA. E-mail: romilda@inpa.gov.br

²Pesquisador INPA, Departamento de Ecologia. fluizao@inpa.gov.br

1. Introdução

As florestas tropicais são bem conhecidas por sua diversidade

de espécies ocorrendo juntas. No entanto, os substratos em que estas florestas crescem são geralmente pobres em nutrientes, como resultado de um intenso desgaste e rápida lixiviação durante longos períodos (Whitmore, 1990). Assim, a contrastante exuberância de sua cobertura florestal está associada às estratégias de conservação e de reciclagem de nutrientes dentro do próprio sistema e grande parte dos nutrientes dentro do ecossistema estão presentes na parte aérea da vegetação (Herrera et al., 1978). Os ecossistemas florestais amazônicos desenvolveram eficientes mecanismos de conservação de nutrientes para suportarem uma densa floresta (Schubert et al., 1984). Apesar do baixo conteúdo de nutrientes no solo, estas florestas parecem estar bem adaptadas para sobreviver nestes solos, devido à eficiente e rápida reciclagem de nutrientes, entretanto, faltam evidências experimentais da limitação por nutrientes ao crescimento das plantas em florestas de baixa altitude na Amazônia. Um trabalho recente na Amazônia central sugere que a biomassa acima do solo na floresta de terra firme é influenciada pelas características do solo (Laurance et al., 1999) e um aumento dessa biomassa florestal representaria um maior seqüestro de CO₂ da atmosfera; por outro lado, se há limitações ao crescimento da biomassa por falta de nutrientes minerais no solo, o seqüestro seria limitado. O presente trabalho testou a hipótese de que limitações do solo por nutrientes podem influenciar no crescimento vegetal, bem como no seqüestro de carbono. Para isso, estabeleceu-se as relações C/N, C/P, C/Ca, C/Mg e C/outros nutrientes, em árvores e solos e fez-se uma avaliação dos teores dos nutrientes presentes no solo e na vegetação e sua possível limitação à absorção de CO₂ atmosférico pelas árvores adultas da floresta.

2. Material e Métodos

O estudo foi conduzido próximo à torre climatológica do LBA, na estrada vicinal ZF-2, no km 34 (lat. 02° 36' S; long. 60° 12' W). A área de estudo possui solos do tipo Latossolo Amarelo, álico, pobre em nutrientes, ácido e uma diversidade de cobertura vegetal do tipo Floresta densa de Terra Firme, com temperatura média anual de 26,7 °C. A estrutura florística é definida principalmente pelo tipo de solo e relevo, geralmente formando uma seqüência de quatro tipos de floresta: platô, vertente, campinarana e baixo (Ribeiro et al., 1999).

As amostragens foram feitas na copa das árvores (total de 20 árvores por ambiente), ao longo de um transecto de 1 km em cada posição topográfica (platô, vertente e baixo). Em cada transecto foram escaladas cinco a seis árvores, conforme a necessidade, coletando-se amostras da parte superior, do meio e dos galhos mais baixos da copa de cada árvore escalada e de outras árvores próximas, que podiam ser alcançadas a partir desta. Fez-se também coletas de solo com auxílio de trado holandês, próximos às árvores e estabeleceu-se oito intervalos amostrais, para platô e vertente, nas camadas de: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-100, 100-150 e 150-200 cm e três no baixo: 0-5, 5-10 e 10-20 cm em virtude do lençol freático estar muito próximo à superfície. Fez-se as determinações das concentrações de C, N, P, K, Ca e Mg presentes nas folhas e ramos das árvores (para todas as amostragens), camadas do solo, especialmente na forma disponível para as plantas, além de medições de Al + H e pH (para os solos).

3. Resultados e Discussão

O nitrogênio foi o elemento que apresentou as concentrações mais altas nas folhas das árvores dos ambientes estudados, com valores médios de 1,3% a 2%. As árvores situadas no baixo apresentaram valores significativamente menores (F=13,9; p<0,001) do que nas demais posições topográficas. O fósforo foi o elemento que apresentou as menores concentrações dentre os nutrientes: seus valores médios variaram entre 0,6 g/kg e 0,8 g/kg, sendo que o platô apresentou uma média estatisticamente maior do que as demais posições topográficas (F=6,88; p<0,001). Isto é surpreendente, visto que estudos anteriores em áreas próximas mostraram que as concentrações de P no solo são menores em ambientes de

platô do que no baixo (Chauvel, 1982). Ao contrário, as concentrações de bases (K, Ca e Mg) foram significativamente maiores nas folhas das árvores situadas no baixo do que nos demais ambientes: o K foi o elemento que apresentou valores mais altos, com médias variando de 2,2 g/kg a 3,7 g/kg (F=9,89; p<0,001), sendo seguido pelo Ca (0,6 g/kg e 1,8 g/kg) (F=13,9; p<0,001), e Mg com concentrações médias entre 0,7 g/kg e 1,1 g/kg (F=12,4; p<0,001). A relação C/bases trocáveis (K+Ca+Mg) nas folhas das árvores foi menor no baixo, onde também foram maiores as concentrações destas bases trocáveis.

O carbono foi o elemento que apresentou maior similaridade nas três posições topográficas estudadas, não diferindo estatisticamente, apesar de consistentemente apresentar concentrações cerca de 2% mais altas nas folhas da vertente (49%) do que nas folhas do platô e baixo (47%). A relação C/N é um indicador de qualidade do material orgânico, e nos ambientes estudados as folhas de melhor qualidade nutricional foram encontradas no platô (C/N=26,1) e vertente (C/N=25,8); a relação C/N do baixo (C/N=36,6) foi significativamente maior (F=19,5; p<0,001) do que nos demais ambientes, sugerindo uma taxa de decomposição mais lenta e, conseqüentemente, uma camada mais densa de liteira acumulada sobre o solo.

As concentrações de C nos ramos das árvores foram similares para os ambientes de baixo e vertente, com concentrações médias variando entre 47,2% e 48,3%. O platô foi o ambiente que apresentou menor concentração de C, diferindo significativamente (F=5,48; p<0,01) das demais posições topográficas. Já o nitrogênio mostrou diferença altamente significativa (F=30,3; p<0,001) apresentando suas maiores concentrações no platô e vertente e menores concentrações no baixo, onde também foi encontrado a maior relação C/N e diferenças altamente significativas (F=39,8; p<0,001), evidenciando uma lenta taxa de decomposição do material lenhoso, de baixa qualidade. Essa lenta decomposição no baixo pode ser decorrente do excesso de água no solo do baixo, onde o lençol freático se encontra muito próximo à superfície, impedindo a ação de muitos decompositores importantes.

As concentrações de C e N foram mais altas nas primeiras camadas do solo; à medida que aumenta a profundidade nestes solos, diminuem as concentrações destes elementos. O teor de N é bastante influenciado pelo P solúvel e a fixação biológica de N cessa sob condições naturais quando o P se torna indisponível no sistema (Jordan, 1985). Os maiores teores de N nas camadas superficiais do solo estão ligados à maior atividade biológica e à maior intensidade dos processos de mineralização. Os valores médios de N foram similares para platô e vertente e menores para o baixo, onde também foi observada a maior relação C/N, porém a menor relação C/bases.

As análises de pH e acidez trocável (Al³⁺ + H⁺) confirmaram que a maioria dos perfis de solo são muito ácidos, com concentrações entre 4,2 e 5,3 até 2 m de profundidade. Verificou-se que, à medida que aumenta a profundidade nesses solos, diminui a acidez. As menores concentrações de Al³⁺+H⁺ foram verificadas no baixo, que apresentou diferenças significativas (F=6,65; p<0,005) com as demais topografias. Os valores mais altos foram registrados na camada superior do solo. A típica dominância de Al nas primeiras camadas é um produto do desgaste químico do solo que ocorre em planícies de ambientes tropicais (Sollins et al. 1989).

As concentrações de fósforo, potássio, magnésio e cálcio foram mais altas nas primeiras camadas do solo, e o K apresentou as maiores concentrações, seguido pelo Mg e P. Em geral, esses tipos de solo diminuem seus teores de nutrientes com o aumento da profundidade. Observações similares foram feitas por Ranzani (1980) em levantamento de solos de áreas próximas de floresta na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. Os tipos de solos e as concentrações de nutrientes são condições importantes na ciclagem de nutrientes na floresta (Sollins, 1989; Matson,

1990) e podem estar refletidos nas concentrações de nutrientes no tecido da vegetação (Silver, 1994). No presente estudo, verificou-se que, de um modo geral, a concentração de nutrientes nas folhas vivas (principalmente nitrogênio, fósforo e cálcio) pode ser um indicativo da baixa disponibilidade desses nutrientes nestes solos, evidenciando o que geralmente acontece em florestas tropicais.

4. Conclusões

O baixio mostrou concentrações significativamente menores de N nas folhas das árvores e no solo; maior relação C/N nas plantas; concentração de C nas folhas mais baixas do que na vertente. As bases (K, Ca e Mg) apresentaram suas maiores concentrações no baixio, onde, conseqüentemente, registrou-se a menor relação C/bases para folhas.

A distribuição de nutrientes no solo pode estar influenciando o conteúdo destes elementos nas plantas. A topografia local (platô, vertente e baixio) mostrou ser um fator influente na distribuição dos nutrientes nestes ambientes e o excesso de água no baixio poderia influir na disponibilidade de nutrientes para as plantas, principalmente o nitrogênio, que mostrou-se em menor concentração tanto no material vegetal quanto no solo.

A vertente, que apresentou uma concentração mais alta mais alta de C nas folhas, pode ter outros fatores (por exemplo, a disponibilidade de água do solo e a intensidade de luz local), que favorecem a fixação de C nas árvores e, conseqüentemente, um maior crescimento vegetal na floresta de terra firme.

As relações iniciais testadas entre carbono e nutrientes, não foram constantes entre as espécies de árvores, nem tampouco entre as posições topográficas estudadas, sugerindo que os nutrientes do solo não seriam fatores limitantes ao sequestro de carbono e, conseqüentemente, ao crescimento vegetal.

5. Referências Bibliográficas

- Chauvel, A. (1982). Os latossolos amarelos, álicos, argilosos dentro dos ecossistemas das bacias experimentais do INPA e da região vizinha. *Acta Amazonica* 12 (3): 47-60.
- Herrera, R.; Jordan, C.F.; Klinge, H. & Medina, E. (1978). Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. *Interciencia* 3:223-232.
- Jordan, C.F. (1985). *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: Principles and their application in management and conservation*. John Wiley & Sons. New York. 190 p.
- Laurance, W.F.; Fearnside, P.M.; Laurance, S.G.; Delamonica, P.; Lovejoy, T.E.; Rankin-de Merona, J.M.; Chambers, J.Q. & Gascon, C. (1999). Relationship between soils and forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology & Management* 188:127-138.
- Matson, P. (1990). Plant-soil interactions in primary succession at Hawaii's Volcanoes National Park. *Oecologia* 85: 241-246.
- Ranzani, G. (1980). Solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazonica* 10: 7-31.
- Ribeiro, J.E.L.S.; Hopkins, M.J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A.S.; Brito, J.M.; Souza, M.A.D.; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G.; Assunção, P.A.C.L.; Pereira, E.C.; Silva, C.F.; Mesquita, M.R. & Procópio, L.C. (1999). Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Manaus: INPA. 816 p
- Schubart, H.; Franken, W. & Luizão, F. (1984). Uma floresta sobre solos pobres. *Ciência Hoje* 2(10): 26-32.
- Silver, W.L. (1994). Is nutrient availability related to plant nutrient use in humid tropical forests? *Oecologia* 98: 336-343.
- Sollins, P. (1989). Factors affecting nutrient cycling in tropical soils. *In: Proctor J. (Ed.). Mineral nutrients in tropical forest and savana ecosystems* Blackwell Scientific, Oxford, U.K. pp 85-96.
- Whitmore, T.C. (1990). *An introduction to tropical rain forests*. Oxford University Press, Oxford, UK. 226 p.

Comparação do comportamento reprodutivo de populações de *Epipedobates (Allobates) femoralis* da Amazônia Central e Amazônia Peruana.

Rosângela S. da Costa, Albertina P. Lima, Vanderleia G. dos Santos e Claudia Keller
 Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA), Coordenação de Pesquisa em Ecologia.
 Av. Etígio Sales, 3922. Manaus/AM. 69060-020(seribela@bol.com.br)

1. Introdução

Epipedobates (Allobates) femoralis possui uma ampla distribuição por toda a Amazônia. As populações apresentam variações no tamanho dos adultos. No Peru, os machos medem entre 25 e 28 mm e as fêmeas entre 26 e 29 (Roithmair, 1992). A atividade reprodutiva de *E. femoralis* no Peru inicia no meio de agosto e termina em fevereiro, época de chuvas na Amazônia Peruana (Roithmair, 1994). Na Amazônia Central, *E. femoralis* também reproduz na época chuvosa, sendo que nesta região as chuvas começam em dezembro e terminam em maio. Existe, portanto, um deslocamento temporal no período reprodutivo das duas populações de *E. femoralis*. Informações básicas sobre o padrão anual e diário de atividade reprodutiva, tamanho e defesa de território, corte de acasalamento e cuidado parental são conhecidas somente para a população de *E. femoralis* estudada por Roithmair (1992,1994) na Amazônia Peruana. Neste estudo avaliamos estes mesmos parâmetros para uma população de *E. femoralis* da Amazônia Central, para comparar com a população já estudada no Peru.

2. Métodos

Área de estudos - O trabalho foi realizado na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD), ao norte de Manaus. O estudo foi realizado em duas áreas de 30x135 m e 30x120m, subdivididas em seções de 15x15 m². Coleta de dados - Indivíduos de *E. femoralis* foram capturados, manualmente medidos comprimento rostro-urostilo e marcados através do corte da falange apical (marca individual e permanente). As áreas de estudo foram visitadas a cada semana. Cada animal teve sua localização registrada por bandeirinhas de cores diferentes (uma cor para cada indivíduo). As seis localizações mais externas foram usadas para determinar o tamanho do território ocupado por cada indivíduo, usando o método do mínimo polígono convexo (Kenward 1990). O período reprodutivo foi determinado por meio de censos quinzenais de número de animais cantando dentro das áreas. O padrão diário de atividade foi estimado a partir de 8 ciclos diários de censos de vocalização realizados em novembro e dezembro. Cada ciclo consistiu de censos de machos vocalizando nas 2 áreas de estudo, realizados a cada hora entre 06:00 e 18:00. Foram realizados seguimentos de indivíduos adultos, para observar o comportamento de defesa de território, corte de acasalamento e cuidado parental.

3. Resultados

Foram capturados, medidos e marcados 34 machos, dez fêmeas e 66 jovens. O comprimento rostro-urostilo dos machos foi de 30,0 ± 0,5 mm (mín 25,3 - máx. 33,6, N=32), enquanto que as fêmeas mediram em média 33,1 ± 0,2 mm (mín. 31,1 - máx. 35,5, N=10). As fêmeas foram significativamente maiores que os machos (Anova: $F_{(1, 40)} = 29,8$; $P=0,001$). A captura da maioria dos indivíduos adultos ocorreu em novembro e dezembro, enquanto os jovens foram capturados entre março e abril. Os machos começaram a vocalizar dentro das áreas em novembro. Os maiores picos de atividade de vocalização ocorreram de dezembro a março tendo uma distribuição multimodal. A atividade de vocalização foi principalmente à tarde (entre 14:00 e 18:00 h). Ocasionalmente os machos também vocalizavam pela manhã, depois de fortes chuvas ou quando havia uma fêmea por perto.

Os machos se comportaram como territorialistas temporários. O tamanho médio do território de 6 machos foi de 270,06 m²

(min. 81,87 – max. 485,61). Os machos vocalizaram (som de anúncio) principalmente em cima de troncos em diferentes locais dentro do território. Os machos invasores que vocalizaram foram expulsos por vocalização (N=5) ou briga (N=4). Os invasores silenciosos não foram atacados e em alguns casos os machos (N=3) emitiram som de namoro para os invasores. Os machos invasores silenciosos ficaram em média 2 horas dentro de um território, indicando que estavam de passagem pelo território.

Fêmeas permaneceram de três a cinco meses em uma mesma área (N=5), mas em nenhuma ocasião foi observada defesa de território. Fêmeas saíram de seu local de permanência quando em cortejo com machos vizinhos (N=4). No entanto, a maioria das desovas (N=7) foi encontrada próxima às áreas de permanência das fêmeas. Foram observados 2 tipos de canto: um de anúncio, para atrair a fêmea e defender o território, e outro de aproximação ou “namoro”. Foram observados quatro cortejos os quais são resumidos a seguir. Após o primeiro encontro o par permanecia junto andando por 2 ou 3 dias. Para atrair a fêmea o macho utilizou um som de anúncio até que ela chegasse a uma distância de 30 a 60cm. O macho então mudava o seu canto para um tom mais baixo e rouco (som de namoro), iniciando um passeio, no qual o macho ia na frente, emitindo o som de namoro, enquanto a fêmea o seguia. Durante o passeio o par parava várias vezes para se alimentar. Quando a fêmea se distanciava mais de 1m do macho, ele emitia o som de anúncio. Este som era de uma intensidade mais baixa e uma duração mais curta que o som normalmente emitido para defesa de território ou anúncio. O passeio durava até o início da noite, entre 18:00 e 19:00, quando o par se separava e se escondia em baixo de folhas. Na manhã seguinte, entre 07:00 e 09:00, se reunia novamente e continuava o passeio até a escolha do sítio de oviposição. Os sítios de oviposição foram folhas sobrepostas formando um teto (N=11). No interior da folha o macho subia em cima da fêmea e passava os membros anteriores em volta de sua cabeça (amplexo cefálico, N=4). O macho permanecia no interior da folha de 07 a 09 min. A fêmea permanecia mais tempo (média=35min) e a oviposição ocorria depois que o macho deixava o sítio (N=4). As oviposições aconteceram no período da manhã (entre 08:00 e 11:00h). Os ovos eram escuros e o tamanho da desova variou de 4 a 17 ovos (média=11,2; N=11). O período de desova ocorreu de novembro a março com um maior número de oviposições em março. Machos carregando girinos foram capturados geralmente depois de uma forte chuva, entre dezembro e maio (N=17).

O *Epipedobates femoralis* na RFAD tem uma densidade populacional aproximadamente 10 vezes mais baixa que a encontrada por Roithmair (1992) para *E. femoralis* da Amazônia Peruana. As populações têm variações no tamanho dos adultos. No Peru, os machos mediram entre 25 e 28 mm e as fêmeas entre 26 e 29 mm (Roithmair, 1992). Na população da RFAD, os machos mediram entre 25 e 33 mm e as fêmeas entre 31 e 35 mm. Portanto, a população da RFAD possui indivíduos relativamente maiores que os indivíduos encontrados no Peru. Em ambas populações a maior atividade diária de canto iniciou-se entre 14:00 e 18:00. Os censos de vocalização indicam que o pico da atividade reprodutiva de *E. femoralis* da RFAD coincide com o início da estação chuvosa que ocorre em dezembro e janeiro, o mesmo ocorrendo com a população de *E. femoralis* Peru, onde a estação chuvosa inicia no meio de agosto (Roithmair, 1994) Existe, portanto, uma defasagem temporal entre a atividade reprodutiva das duas populações, devido a diferentes condições ambientais. O transporte de girinos após uma chuva tem sido registrado para várias espécies de Dendrobatidae (Aichinger 1991). *E. femoralis* do nosso estudo aparentemente também segue o mesmo padrão. A sincronização no transporte de girinos por dendrobatídeos tem sido sugerida como necessária para evitar a perda de território

4. Conclusões

A população da RFAD foi 10 vezes menor que a encontrada

por Roithmair no Peru. As duas populações apresentaram uma diferença significativa no tamanho corporal dos indivíduos. Houve um dimorfismo sexual em relação ao tamanho para *E. femoralis* da RFAD, o mesmo não ocorrendo com a população peruana. O maior pico de atividade de vocalização para ambas as populações foi entre 14:00 e 18:00h. A atividade reprodutiva de ambas as populações coincidiu com a época chuvosa.

(Apoio Financeiro: INPA e CNPq)

5. Referências Bibliográficas

- Aichinger, M. 1991. Tadpole transport in relation to rainfall, fecundity and body size in five species of poison-dart frogs from Amazonian Peru. *Amphibia-Reptilia* 12:49-55.
- Kenward, R. 1990. Ranges IV. Software for analysing animal location data. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, U. K.
- Roithmair, M. E. 1992. Territoriality and mating success in the dart - poison frog, *Epipedobates femoralis* (Dendrobatidae, Anura). *Ethology*, 92:331-343.
- Roithmair, M. E. 1994. Field studies on reproductive behaviour in two dart-poison frog species (*Epipedobates femoralis*, *E. trivittatus*) in Amazonian Peru. *Herpetol. J.* 4:77-85.

Formiga-de-correição/Aves seguidoras/Borboletas Hesperidae: uma relação afetada pela fragmentação florestal

Rosemary Vieira^a & Manoel Martins Dias Filho^b

^a Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Smithsonian I.); PPG-Universidade Federal de São Carlos, SP (preta@inpa.gov.br)

^b Universidade Federal de São Carlos, SP

1. Introdução

A formiga-de-correição neotropical *Eciton burchelli* (Hym; Formicidae: Ecitoninae) é um predador de topo de cadeia considerada como vulnerável a fragmentação florestal (Lovejoy et al., 1986). No entanto, esta espécie tem mostrado poder utilizar áreas perturbadas inclusive submetidas a tratos culturais (Stouffer & Bierregaard, 1995; Roberts, 2000). Outro aspecto importante no âmbito da conservação é a relação das correições com grupos oportunistas. Nesta relação destacam-se aves, principalmente Thamnophilidae e Dendrocolaptidae, as quais aproveitam da estratégia de caça usada por estas formigas, obtendo grande parte de suas presas favorecidos pelo movimento dos enxames (Willis & Oniki, 1978). Esta relação os torna em menor ou maior grau, também expostos às perturbações e dinâmica da paisagem.

Borboletas usam excrementos animais como recurso alimentar (Downes, 1973) e alguns grupos, destacando Hesperidae, podem ser coletados junto aos enxames de formigas-de-correição utilizando os excrementos deixados pelas aves seguidoras como fonte de nutrientes (Ray & Andrews, 1980; Lamas, 1983; Austin et al., 1993).

Sendo as formigas capazes de se deslocarem entre áreas de mata e a matriz, representada por toda porção da paisagem que não seja a mata primária, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença destas borboletas num gradiente de recomposição da floresta, tendo como condição primária a presença de *E. burchelli* em efetiva atividade de caça.

2. Métodos

O trabalho foi realizado entre fevereiro/2001 a fevereiro/2003, nas reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, cerca de 80 km ao norte de Manaus, AM. (60° 00' O, 2° 20' S). Inserido no Distrito Agropecuário da Superintendência da Zona Franca de Manaus, a área contempla reservas de floresta contínua e fragmentos florestais circundados por pastagem e diferenciados níveis de crescimento da vegetação secundária, denominadas capoeiras.

A procura por colônias de *E. burchelli* foi feita por caminhadas através das áreas de mata e capoeiras, sendo as amostragens e

observações efetuadas ao longo dos carreiros de caça das formigas, e sobre os excrementos de aves, quando encontrados. Para as coletas de borboletas utilizou-se rede entomológica.

As áreas de capoeira usadas pelas formigas foram categorizadas segundo idade, estimada por análise de uma série temporal de imagens TM dos satélites Landsat 5 e 7 e informações secundárias (Moreira, 2003). Deste modo, foram denominadas: Capoeira Velha (20 anos); Capoeira Intermediária (10-12 anos); Capoeira Jovem (1-2 anos).

3. Resultados e Discussão

Trinta e nove colônias foram amostradas em mata contínua, 2 em capoeiras velhas, 3 em capoeiras intermediárias. Embora as formigas tenham caçado nas capoeiras jovens, nenhuma borboleta foi observada. O esforço na amostragem de borboletas variou de 1-8 horas com tempo médio de 5 horas. A frequência de encontro das colônias foi de 30% (de 90 visitas) na mata contínua e 6% (de 110 visitas) nas capoeiras. É importante aqui ressaltar que as procuras nas capoeiras são também afetadas pelo maior grau de dificuldade de acesso e movimentação do observador.

Quarenta espécies de Hesperidae foram coletadas junto aos enxames e carreiros de *E. burchelli*, sendo 36 espécies coletadas na mata e 7 espécies nas capoeiras, com número decaindo conforme a idade (5 na capoeira velha, 4 nas capoeiras intermediárias e zero nas capoeiras jovens). Para as espécies mais abundantes nas coletas enfatizamos: *Tarsoctenus praecia rufibasise* *Tarsoctenus papias* foram as espécies mais abundantes e coletadas exclusivamente em floresta primária. Três espécies foram coletadas na mata e nas capoeiras: *Hyalotyrus infernalis infernalis* foi detectada em mata e em capoeira velha, aparentemente mais exigente que as espécies *Chrysoplectrum perniciosus perniciosus* e *Pyrrhopyge proculus cintra* que chegam até as capoeiras intermediárias, mas mostram decrescente abundância em direção aos ambientes mais jovens.

O número de espécies coletadas com as formigas representam cerca de 34% do total de Hesperidae para estas áreas, onde as duas espécies de *Tarsoctenus* coletadas abundantemente nunca foram observadas utilizando outros recursos (dados não publicados). Esta forte relação entre Pyrginae e formigas-de-correição também foi encontrada em Rondônia, onde mais de 70% das espécies deste grupo foram coletadas entre os carreiros (Austin et al. 1993)

Mesmo havendo registros de *E. burchelli* fazendo uso de áreas alteradas, pouco se sabe sobre a qualidade dos recursos que estas áreas oferecem para as formigas. *Eciton burchelli* mostra um amplo espectro de presas (Vieira & Höffer, 1994), mas suas necessidades de sítios para estabelecimento de ninhos são ameaçadas conforme a perda e distanciamento da floresta (Roberts et al., 2000). Visto que as taxas de desmatamento seguem proporções alarmantes (INPE, 2000) deve ser considerado por quanto tempo estas áreas poderiam suportar as populações de formigas, caso não tivessem acesso às áreas primárias, ainda dominando a paisagem.

Capoeiras velhas parecem conter bandos de aves seguidoras de formigas com composição de espécies e número de indivíduos aproximados ao que se encontra na mata contínua. Embora não tenha sido objetivo deste trabalho avaliar a composição de aves, nas capoeiras velhas foram observados vários pares de *Pithys albifrons* e *Gymnophis rufigula* (Thamnophilidae) forrageando sobre a mesma correição. Estas observações seguem os resultados de Stouffer & Bierregaard (1995) para as mesmas áreas, onde aves seguidoras-obrigatórias de formigas são capturadas em vegetação secundária com idade de 9 a 13 anos, com taxas inferiores às de captura na mata contínua. Capoeiras mais novas (10 a 12 anos) apresentaram menos espécies, onde não foram vistos os forrageadores trepadores de tronco (Dendrocolaptidae). Os grupos de aves foram pequenos, com correições mais exploradas por espécies de aves seguidoras não obrigatórias, como casais de *Percnosta rufifrons* (Thamnophilidae) observados durante todo o dia de forrageio em

capoeiras de 10 anos. Esta espécie insetívora é vista em capoeiras de 2 a 9 anos, independente da presença de formigas mas com maior frequência em capoeiras dominadas por *Cecropia* sp. (Cecropiaceae) (Antongiovanni, 2001). Já nas capoeiras jovens, onde os hesperídeos não foram coletados e nem observados, também não foram observadas aves forrageando junto às formigas. As capoeiras jovens de *Vismia* (Clusiaceae) apresentaram altura máxima de 1,5 m. Não foi possível fazer observações abaixo da altura destas copas devido a grande proximidade das plantas e difícil locomoção. No entanto, com base no tempo necessário para que a vegetação secundária permita a movimentação e retorno de aves a fragmentos isolados (Stouffer & Bierregaard, 1995), acredita-se que o tipo de arquitetura apresentado pelas capoeiras jovens também não permita a locomoção dos pássaros. Por isso nem espécies mais flexíveis e adaptadas aos ambientes abertos seriam encontradas seguindo as formigas.

4. Conclusões

A baixa captura da maioria das espécies de borboletas e a falta de conhecimento sobre as condições ambientais ótimas não nos permite fazer inferências individuais sobre a preferência por tipos de ambientes. No entanto, é possível dizer que a falta dos pássaros anula a oferta de excrementos como fonte de alimento, reduzindo a capacidade de aproveitamento de recursos por espécies que podem resistir às condições físicas severas dos ambientes mais externos às porções de floresta nativa. Reduzir o aproveitamento dos ambientes da matriz aliado a crescente perda de área de floresta, pode fazer com que espécies mais plásticas restrinjam-se aos ambientes primários, ameaçando espécies mais dependentes e com menor poder competitivo.

5. Referências Bibliográficas

- Austin, G. T.; Brock, J.P.; Mielke, O.H. (1993). Ants, birds and skippers. *Tropical Lepidoptera* 4(2): 1-11.
- Antongiovanni, M. (2001). Influência da matriz inter-habitat na ocorrência de aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos florestais na Amazônia. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Downes, J. A. (1973). Lepidoptera feeding at puddle-margins, dung, and carrion. *Journal of the Lepidopterists' Society*. 27(2): 89-99.

Distribuição Espacial da Exploração Madeireira no Oeste Paraense

Sanae Nogueira Hayashi^a & Ane Alencar^b

^a Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (sanae@ipam.org.br)

1. Introdução

A extração seletiva convencional de madeira na Amazônia tem gerado danos a estrutura da floresta, favorecendo sua degradação e a ocorrência de incêndios florestais na região (Nepstad et al 1999, Pereira et al. 2001, Gerwing 2002, Alencar, no prelo). Esta atividade tem estado em plena expansão nos últimos anos devido a abertura e melhoria de acesso a novas áreas florestais (Veríssimo et al 2002). Entretanto, grande parte do recurso madeireiro é extraído de forma ilegal na Amazonia (Smeraldi et al 1999). Este fator tem feito com que práticas de manejo florestal sejam desincentivadas, pois a madeira legal (extraída dos planos de manejo) não é competitiva principalmente no mercado doméstico se comparada a madeira extraída ilegalmente.

Neste sentido, a importância de mapear a distribuição das áreas afetadas por exploração madeireira na Amazônia se justifica pela falta de uma ferramenta eficiente no monitoramento e fiscalização dos planos de manejo e na identificação da exploração ilegal, assim como indicar as áreas sob risco de fogo (Nepstad et al 1999). Alguns estudos têm demonstrado progresso no mapeamento da exploração madeireira através da identificação de pátios de estocagem e perturbações no dossel em imagens de satélite (Stone e Lefebvre 1998,

Santos et al. 2002, Souza e Barreto 2000, Asner et al. 2002, Hayashi e Alencar 2003). No entretanto pouco tem sido feito no intuito de entender a distribuição espacial dos padrões de exploração deixados por essa atividade nas florestas da região.

Este estudo tem como objetivo definir o padrão espacial da exploração madeireira no oeste paraense com base na distribuição dos pátios de estocagem através em uma série histórica de quatro anos entre 1997 e 2002. O conhecimento destes padrões espaciais é de suma importância na previsão do comportamento da exploração madeireira na região, o que vai ajudar na indicação das áreas prioritárias a serem monitoradas e fiscalizadas no futuro, contribuindo para o manejo do recurso madeireiro e a conservação das florestas da Amazônia.

2. Métodos

Para analisar o padrão espacial da exploração madeireira no oeste Paraense foi selecionada uma área de 40 x 60 km das imagens Landsat ETM + 7 órbita/ponto 227/62 de 1997, 1999, 2001 e 2002. Esta área está localizada 100 km ao sul da cidade de Santarém no Baixo Amazonas, ao longo da rodovia Cuiabá-Santarém, considerada uma região com moderada exploração florestal madeireira da Amazônia (Veríssimo et al. 2002).

A mapeamento das áreas atingidas pela atividade madeireira foi feito com base da detecção dos pátios de estocagem em imagens de satélite classificados a partir da fração de solo derivada do *modelo linear de mistura espectral de pixel* (Hayashi e Alencar 2003). A fração solo foi utilizada neste caso, pois representa melhor a resposta espectral do solo desnudo, característica dos pátios que estão em plena atividade, já que na Amazônia esses pátios são claramente distinguíveis dos outros tipos de abertura no dossel da floresta.

A análise do padrão espacial da exploração madeireira foi feita utilizando parâmetros da estrutura da paisagem, diretamente relacionados com esta atividade tais como: a proximidade das estradas primárias e secundárias, a distância da área desmatada e das antigas áreas de exploração indicadas pela proximidade de antigos pátios de estocagem. Para cada parâmetro foram gerados mapas com *buffers* de 1km de incremento, os quais foram cruzados com os mapas de exploração madeireira (pátios de estocagem) para cada ano de análise.

3. Resultados e Discussão

A análise da distribuição espacial da exploração madeireira nesta região mostrou que, a maioria dos pátios de estocagem, estavam situados nos primeiros 3 km a partir das áreas desmatadas. Esta relação entre exploração madeireira e distância do desmatamento é importante para indicar futuras ocorrências de novas áreas afetadas por esta atividade, e facilitar o monitoramento da mesma. Esse comportamento também foi registrado em outras fronteiras com maior intensidade de exploração florestal, como é o caso da região de Paragominas, onde as áreas exploradas ocorriam nos primeiros 4 km em relação ao desmatamento.

A distância das explorações anteriores em relação às áreas recentemente exploradas, também representa um bom indicador de previsão das áreas a serem exploradas e de intensidade dessa exploração. Neste caso, os pátios recentemente abertos estavam localizados nos primeiros 4 km em relação aos pátios velhos. Para regiões com histórico de exploração madeireira mais antiga e intensificada é possível encontrar áreas exploradas nos primeiros 2 km das antecedentes. Este fato se justifica pela lógica de aproveitamento da infra-estrutura utilizada na extração dos anos anteriores e pode ser utilizado para demonstrar a intensidade de exploração madeireira no local.

Outro fator importante para indicar a localização de futuras explorações florestais são as estradas. Na área estudada, os pátios de estocagem estavam concentrados nos primeiros 5 a 9 km em relação as estradas primárias e secundárias da região. Em regiões de antiga exploração madeireira é possível encontrar áreas exploradas nos primeiros 10 a 15 km distantes das estradas. Isso demonstra que na região de Santarém essa atividade ainda é moderada, pois as

áreas exploradas ainda ocorrem nas proximidades das rodovias e vicinais não havendo a necessidade de abrir novas estradas em florestas contínuas para a retirada de madeira de forma seletiva.

4. Conclusões

Os padrões espaciais da exploração madeireira na área de estudo demonstraram uma atividade moderada desse setor industrial nesta região, caracterizando esta atividade como sendo bastante seletiva no que diz respeito a extração das espécies de valor econômico. Estruturas da paisagem como: desmatamento, estradas e pátios de estocagem de explorações anteriores são importantes indicadores de futuras áreas sujeitas a extração seletiva de madeira na região de Santarém.

5. Referências Bibliográficas

- Alencar, A.; Solorzano, L.; Nepstad, D. *Modeling Forest Understory Fires in an Eastern Amazonian Landscape*. Ecological Application. (no Prelo).
- Asner, G.P., Keller, M., Pereira, R., Zweede, J.C (2002). *Remote Sensing of Selective Logging in Amazônia: Assessing limitations based on detailed observations, Landsat ETM+, and textural analysis*. Remote Sensing of Environment. 80 483 – 496.
- Gerwing 2002 Gerwing, J.(2002) *Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon*. Forest Ecology and Management 157 (1): 131-141.
- Hayashi, S. Alencar, A. (2003). Métodos comparativos para a detecção de extração seletiva de madeira no oeste paraense utilizando modelo linear de mistura espectral de pixel. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Belo Horizonte. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, São José dos Campos:INPE, 2003.p 123-1245.
- Nepstad, D. C.; Moreira A. G.; Alencar, A; Nobre, C. A. ; Lima, E.; Lefebvre, P. A ; Schlesinger, P.; Potter, C.; Moutinho, P. R. de S.; Mendoza, E.; Cochrane, M. A. ; Brooks, V.(1999). *Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire*. Nature 398:505-508.
- Pereira Jr., R., Zweede, J.C., Asner, G.P., and Keller, M.M.(2001) *Forest canopy damage and recovery in reduced impact and conventional selective logging Eastern Para, Brazil*. For. Ecol. Manage. 100:1-15.
- Santos, J.R. Krug, T. Spinelli, L.(2002). *Cortes de Arvores Visto do Espaço*. Ciência Hoje, Jan-Fev. 67-69. 2002
- Smeraldi, R. e Verissimo, A. (2002). *Acertando o Alvo: consumo de madeira no mercado interno brasileiro e promoção da certificação florestal*. São Paulo: Amigos da Terra - Programa Amazônia, Piracicaba, SP: IMAFLORA; Belém, PA: AMAZON.
- Souza Jr., C. & Barreto, P.(2000). *An alternative approach for detecting and monitoring selectively logged forests in the Amazon*. International Journal of Remote Sensing 21: 173-179.
- Stone, T. A. ;Lefebvre, P.(1998). *Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Pará, Brazil*. International journal of Remote Sensing, 19, 2517.
- Veríssimo, A. ; Cochrane, M.A; Souza, Jr. C.; Salomão, R.(2002). *Priority areas for establishing national forest in the Brazilian Amazon*. Conservation Ecology 6.
- INPE. (2000). Deforestation estimates in the Brazilian Amazon, 1998-1999. Artigo não publicado. National Institute for Space Research (INPE), São José dos Campos, SP.
- Lamas, G. (1983). Mariposas atraídas por hormigas legionárias en la reserva de Tambopata, Perú. *Rev. Soc. Méx. Lep*. Vol VIII, 2: 49-51.
- Lovejoy, T. E.; Bierregaard, Jr., R.O.; Rylands, A. B.; Malcolm, J. R.; Quintela, C. E.; Harper, L. H.; Brown, Jr., K. S.; Powell, A. H.; Powell, G. V. N.; Schubart, H. O. R.; Hayes, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation Amazon forest fragments. P. 257-285 in M. E. Soulé, ed. Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

Moreira, M. P. (2003). Uso de sensoriamento remoto para avaliar a dinâmica de sucessão secundária na Amazônia Central. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM.

Ray, T. S.; Andrews, C.C. (1980). Antbutterflies that follow army ants to feed on antbird droppings. *Science* 20(210): 1147-1148.

Roberts, D. L.; Cooper, R. J.; Petit, L.J. (2000). Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panamá. *Conservation Biology* 14(1): 192-199.

Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr. (1995). Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76(8): 2429-2445.

Vieira, R. S.; Höffer, H. (1994). Prey spectrum of two army ant species in central amazonia, with special attention on their effect on spider populations. *Andrias* 13:189-198.

Willis, E.O.; Oniki, Y. (1978). Birds and army ants. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 9: 243-263.

Macrofauna do solo em diferentes tipos de vegetações de terra firme na Amazônia Peruana

Sandra C. Tapia-Coral¹; Flávio Luizão¹; Eleusa Barros²; Dennis del Castillo³ & Beto Pashanasi⁴

¹INPA, Depto. Ecología CP 478 CEP 69011-970 Manaus, AM. E-mail: sandra@inpa.gov.br; ²INPA, Depto. Agronomia; ³IIAP-Iquitos-Perú; ⁴UNAP-Yurimaguas-Perú.

1. Introdução

Nas florestas tropicais, a macrofauna (ou macro-invertebrados) do solo é muito diversa e compreende milhões de invertebrados que vivem dentro e na superfície do solo, ou que passam uma ou mais fases ativas de sua vida no solo. São animais geralmente maiores de 2 mm de diâmetro e visíveis ao olho nu, desempenhando um papel-chave nos processos que determinam a fertilidade do solo, já que são importantes na estruturação física do solo e podem regular a disponibilidade dos nutrientes assimiláveis pelas plantas (Lavelle, 1997).

Através de seu papel na decomposição da liteira e na liberação dos nutrientes, são de importância crucial para as condições de crescimento das espécies plantadas e o desenvolvimento e funcionamento dos agroecossistemas (Swift *et al.*, 1979; Tian *et al.*, 1998), principalmente através de suas interações com a microflora.

Porém, a natureza e os mecanismos das interações entre os micro e macro organismos do solo (Vohland & Schroth, 1999) e sua relação com os processos de decomposição no solo na Amazônia são ainda pouco conhecidos, e possivelmente dependentes da quantidade e da qualidade da liteira depositada sobre o solo; portanto, são diretamente dependentes da cobertura vegetal e do manejo da área de estudo (Barros, 1999; Tapia-Coral *et al.*, 1999) e da diversidade de resíduos orgânicos (Uguen *et al.*, 2000). Espécies da macrofauna coletadas em distintos ecossistemas, que diferem entre si quanto à cobertura vegetal, podem ter sua atividade diferenciada no solo e na liteira (Kang *et al.*, 1994).

O objetivo do trabalho foi caracterizar a comunidade da macrofauna do solo sob diferentes tipos de vegetação de terra firme (floresta primária, floresta secundária e plantações florestais de *Cedrelinga catenaeformis* e de *Simarouba amara*), aumentando assim o conhecimento sobre a ecologia dos macro-invertebrados em ambientes naturais e manejados na Amazônia peruana.

2. Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido no "Centro de Investigaciones de Jenaro Herrera" (CIJH) do "Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana" (IIAP), situado 200 km acima da cidade de Iquitos, na margem direita do Rio Ucayali (Região de Loreto-Perú), nas coordenadas 73°40'O e 4°54'S. Os dados de clima foram registrados na Estação Meteorológica do CIJH, onde verifi-

cou-se uma precipitação anual de 2674 mm, variando de 129 a 410 mm por mês. A temperatura média variou entre a máxima de 30 °C a mínima de 22 °C.

O delineamento experimental foi estabelecido em quatro tipos de vegetação com três repetições em parcelas de 50 x 50 m, todas em terra firme: Floresta primária, Floresta secundária (16 anos), Plantação Florestal de *Cedrelinga catenaeformis* e Plantação Florestal de *Simarouba amara* (15 e 16 anos de idade respectivamente).

A macrofauna do solo foi amostrada de acordo com a metodologia recomendada pelo Programa TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) (Anderson e Ingram, 1993), coletando-se cinco monolitos de solo de 25 x 25 x 30 cm de profundidade, determinados ao acaso ao longo de um transecto de 30 m. Os monolitos foram subdivididos em quatro estratos: liteira e camadas do solo de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Os animais foram separados por triagem manual diretamente no campo e logo armazenados em frascos com álcool a 70 % + 1 % de formol. No laboratório, os invertebrados foram separados ao nível de ordem, contados e pesados para obter suas densidades (ind.m⁻²) e biomassas (g.m⁻²). As coletas foram feitas durante a estação chuvosa (março e abril de 2001).

Os dados da macrofauna foram normalizados [Log (x + 1)] com o propósito de homogeneizar a variância (Zar, 1974), efetuando então as Análises de Variância (ANOVA) e Teste de Tuckey ao nível de significância de 5 % para encontrar as diferenças entre os tipos de vegetação (tratamentos).

3. Resultados e Discussão

As plantações florestais de *S. amara* e *C. catenaeformis* apresentaram proporções similares (74 e 73,5 %) da densidade total da macrofauna na camada de liteira, seguidas pela floresta primária (60%) e secundária (55%). No Brasil, foram encontradas proporções similares para a densidade da macrofauna em plantios florestais de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*, ambas com proporções maiores do que na floresta primária (Pellens & Garay, 1999). Entretanto, em Porto Rico, plantações de *Leucaena leucocephala* e *Casuarina equisetifolia* apresentaram maiores densidades dos macro-invertebrados nos primeiros 10 cm do solo e também na camada de 10-20 cm do que na camada de liteira (Warren & Zou 2002).

A densidade total da macrofauna do solo foi mais alta na plantação florestal de *S. amara* (3702 ind.m⁻²), seguida pela floresta primária (2482 ind.m⁻²), floresta secundária (2281 ind.m⁻²) e plantação florestal de *C. cataeniformis* (2176 ind.m⁻²), porém as diferenças não foram significantes entre os tipos de vegetação. Os grupos Formicidae e Isoptera foram os predominantes nos quatro tipos de vegetação amostrados; embora suas densidades não tenham apresentado diferenças significativas entre os tratamentos, observou-se que as formigas foram mais abundantes na floresta primária (749 ind.m⁻²), seguida pela plantação florestal de *S. amara* (673 ind.m⁻²), enquanto que os cupins tiveram as mais altas densidades nas áreas de monocultivo das plantações florestais de *C. cataeniformis* (2459 ind.m⁻²) e *S. amara* (1065 ind.m⁻²). As densidades altas de cupins no plantio de *S. amara* podem estar relacionadas ao fato desta madeira branca ser relativamente mole e parecer muito palatável para os cupins (Lee & Wood, 1971). Além disto, ambas as plantações, apesar da idade na época das coletas (15 e 16 anos), ainda não tinham suas copas muito fechadas, permitindo o ingresso dos raios solares até o solo o que favoreceria a presença de cupins; sabe-se que os cupins são mais abundantes em solos não muito protegidos pela vegetação, desde que haja alimento em abundância (Bandeira & Harada, 1998). As altas densidades de cupins e formigas nas plantações florestais poderiam também ter ocorrido em razão da existência de colônias desses animais justamente em alguns dos pontos de amostragem; o mesmo fato pode ter acontecido em outros trabalhos feitos em diferentes tipos de vegetação na Amazônia central (Bandeira & Harada, 1998; Barros *et al.*, 2003).

A densidade dos Oligochaeta foi significativamente diferente

entre os tratamentos ($F=3,89$; $p<0,01$), sendo maior na floresta secundária (115 ind.m²) e na floresta primária (106 ind.m²) do que nas plantações florestais, devido à presença da espécie *Pontoscolex coretrurus* na floresta secundária e do gênero *Rinodrillus* sp. na floresta primária.

As densidades de Orthoptera apresentaram diferenças significativas ($F=2,88$; $p<0,05$), sendo maiores na floresta secundária (19 ind.m²) enquanto as densidades de Homoptera foram diferentes significativamente ($F=5,18$; $p<0,01$) e maiores na floresta primária (29 ind.m²) do que nos outros tipos de vegetação. As densidades dos outros invertebrados (Diplopoda, Chilopoda, Blattaria, Dermaptera, Diptera, Coleoptera e larvas) não apresentaram diferenças entre os tratamentos, devido principalmente à pouca densidade deles nos sistemas.

A diversidade dos grupos foi mais alta na floresta primária (24 grupos) seguida da plantação florestal de *C. cataeniformis* (20 grupos), floresta secundária (19 grupos) e plantação florestal de *S. amara* (18 grupos). A maior diversidade de grupos taxonômicos foi na floresta primária e pode ser devido à maior diversidade de espécies de plantas e de liteira aérea e subterrânea presentes neste ecossistema, o que concorda com outros trabalhos feitos na Amazônia peruana (Lavelle & Pashanasi, 1989).

A biomassa total da macrofauna do solo apresentou diferenças significativas entre os quatro tipos de vegetação amostrados ($P<0,05$), sendo maior na floresta secundária (24,2 g.m⁻²), devido à presença da s minhocas neste sistema. Na floresta primária, a biomassa foi de 16,7 g.m⁻²; sendo dominada pelos grupos Oligochaeta e Coleoptera. Os Oligochaeta apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos ($F=5,19$; $p<0,01$), sendo sua biomassa maior na floresta secundária e floresta primária do que nas plantações florestais. As minhocas encontradas geralmente pertenciam a espécies da família Glossoscolecidae, como *P. coretrurus* na floresta secundária e exemplares do gênero *Rhinodrillus* conhecidos como minhocoço e encontrados com até 50 cm de comprimento, na floresta primária. A biomassa dos cupins foi relativamente alta na floresta primária, devido provavelmente aos grandes indivíduos do gênero *Syntermes*, que foram encontrados frequentemente neste ecossistema, o que concorda com o trabalho de Luizão & Schubart (1987), que encontraram sempre a presença destes cupins na floresta primária da Amazônia central.

4. Conclusões

1. A plantação florestal de *S. amara*, foi o sistema que apresentou as mais altas densidades da macrofauna do solo, com predominância dos grupos sociais (cupins e formigas), muito importantes para uma eficiente colonização e atividade da fauna do solo.

2. A biomassa da macrofauna foi significativamente maior na floresta secundária e primária do que nas plantações florestais, devido principalmente à presença dos Oligochaeta, o que influenciou a maior biomassa nestes sistemas.

5. Bibliografia

Anderson, J.M. & Ingram, M. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. 2st ed. C.A.B. International, Oxford, UK.

Bandeira, A.G. & Harada, A.Y. 1998. Densidade e distribuição vertical de macroinvertebrados em solos argilosos e arenosos na Amazônia central. *Acta Amazonica*, 28(2):191-204.

Barros, E. 1999. *Effet de la Macrofaune Sur la Structure et les Processus Physiques du Sol de Pâturages Dégradés D'Amazonie*. Thèse de Doctorat de L'Université Paris 6. France. 127 pp.

Barros, E.; Neves, A.; Fernandes, E.C.M.; Wandelli, E.; Lavelle, P. 2003. Soil macrofauna community of Amazonian agroforestry systems. *Pedobiologia*, 47(3):267-274.

Kang, B.T.; Akinnifesi, K.; Pleysier, J.L. 1994. Effect of agroforestry woody species on earthworm activity and physiochemical properties of worm casts. *Biology Fertility and Soils*, 18:193-199.

Lavelle, 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27, 93-132.

Lavelle, P.; Pashanasi, B. 1989. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). *Pedobiologia*, 33:283-291.

Lee, K.E. & Wood, T.G. 1971. Physical and chemical effects on soils of some Australian termites, and their pedological significance. *Pedobiologia*, 11:376-409.

Pellens, R. & Garay, I. 1999. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. *European Journal of Soil Biology*, 35(2):77-89.

Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology 5. University of California Press, Berkeley.

Tapia-Coral, S.C.; Luizão, F.; Wandelli, E. 1999. Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazônia central. *Acta Amazonica*, 29(3): 477-495.

Tian, G.; Adejuyigbe, C.O.; Adeoye, G.O.; Kang, B.T. 1998. Role of soil microarthropods in leaf decomposition and N release under various land-use practices in the humid tropics. *Pedobiologia*, 42:33-42.

Uguen, K.; Franklin, E.; Silva, E. 2000. Decomposition dynamics of peach palm residues in an agroforestry system: decomposition rates and colonization by soil fauna. In: Abstracts of *Third Shift Workshop*. Manaus, AM. p. C43.

Volhland, K.; Schroth, G. 1999. Distribution patterns of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantations in Central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology*, 13: 57-68.

Warren, M.W. & Zou, X. 2002. Soil macrofauna and litter nutrient in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 170:161-171.

Zar, J.H. 1974. *Bioestatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N. J. 718 p.

Agradecimentos

Ao "Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana" (IIAP) pelo apoio financeiro e logístico do trabalho de campo no CIJH; e ao projeto LBA/MD-04 "Estoques de Carbono e Nutrientes e Dinâmica da Água em Pastagens Abandonadas e Sistemas Agroflorestais na Amazônia Central", pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do trabalho.

Efeito da herbivoria e do hábitat no crescimento e sobrevivência de plântulas de *Protium hebetatum* (Burseraceae) na Amazônia central: uma abordagem experimental.

Sarita Borges de Fáver^a & Fabrício Alvim Carvalho^b
^a CPEN / INPA (sarita@inpa.gov.br) ^b CCB / UENF

1. Introdução

Em florestas tropicais, variações intraespecíficas no desenvolvimento de plântulas podem ocorrer em relação à disponibilidade de luz e a capacidade destas espécies em tolerar a herbivoria (Crawley 1983; Dirzo 1984). Nestes ambientes o aumento da disponibilidade de luz se dá principalmente pela formação de clareiras naturais, favorecendo o crescimento de indivíduos que estão limitados pela luz. Por outro lado, o sucesso destes indivíduos pode depender da sua capacidade em compensar os danos causados pela herbivoria, que tem como efeito imediato a redução da área foliar para a fotossíntese. Muitas espécies apresentam como estratégia serem tolerantes a sombra, porém com aumento no aporte de luz investem em seu crescimento. Entre estas podemos destacar *Protium*

hebetatum (Burseraceae), uma espécie característica de dossel, tolerante à sombra, porém, de ampla distribuição entre os diferentes ambientes de luz na floresta. Além disto plântulas desta espécie geralmente apresentam pouca herbivoria. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi de testar experimentalmente o impacto da herbivoria e do tipo de hábitat sobre o desempenho de plântulas de *Protium hebetatum*.

2. Métodos

O trabalho foi desenvolvido em uma floresta primária de terra-firme, na área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestal (PDBFF), distante cerca de 80 km ao norte de Manaus, Amazonas.

Para testar o efeito da herbivoria e do hábitat sobre o crescimento e sobrevivência de plântulas de *P. hebetatum*, estabelecemos em campo um experimento com dois níveis: hábitat (clareira e sub-bosque) e categorias de dano artificial (0, 15 e 35% de herbivoria). Duzentas e quarenta plântulas de *P. hebetatum* foram coletadas no campo em diferentes locais e transplantadas individualmente em copos plásticos. Todas as plântulas tinham no máximo 25 cm de altura, quatro folhas e estavam isentas de herbivoria. Até a implementação do experimento todas foram mantidas em casa de vegetação. Com ajuda de um gride de pontos (Coley, 1983) e uma tesoura causamos os danos de herbivoria nas plântulas que posteriormente foram distribuídas em 10 áreas de clareiras e 10 de sub-bosque. Em cada uma acomodamos sistematicamente 4 plântulas de cada categoria de dano, totalizando 12 plântulas por área. Após 75 dias, as plântulas foram avaliadas quanto altura, diâmetro do caule e número de folhas novas produzidas. Também registramos o número de plântulas mortas.

3. Resultados e Discussão

A mortalidade registrada após 75 dias de experimento foi de 7% (N=17), das quais sete plântulas estavam em clareiras e 10 em sub-bosque. Apesar das plântulas mortas estarem em sua maioria em categorias de dano de 15 e 35% não encontramos um efeito desta variável sobre a mortalidade.

Nossos resultados mostram que somente o tipo de hábitat influenciou os parâmetros de crescimento medidos em plântulas de *P. hebetatum* (altura: $F_{1,162} = 40.480$, $P < 0.001$; diâmetro: $F_{1,162} = 66.066$, $P < 0.001$; número de folhas novas: $F_{1,162} = 154.124$, $P < 0.001$), e que a herbivoria não teve efeito sobre estes (altura: $F_{2,162} = 0.075$, $P = 0.928$; diâmetro: $F_{2,162} = 1.348$, $P = 0.263$; número de folhas novas: $F_{2,162} = 0.665$, $P = 0.516$). Plântulas em clareiras apresentaram valores de incremento em altura, diâmetro e número de folhas novas maiores do que os registrados para plântulas do sub-bosque, independente do tratamento de dano. Nas clareiras, o incremento em altura foi em média 3 vezes maior do que o medido em plântulas do sub-bosque. Nas clareiras as plântulas do tratamento de 15% e 35% de herbivoria apresentaram as maiores médias em altura (1.54 ± 1.18 cm e 1.62 ± 0.87 cm, média e desvio padrão respectivamente). No sub-bosque o incremento médio em altura ficou em torno de 0.5 cm, e plântulas do tratamento controle e do tratamento de 35% de herbivoria obtiveram as maiores médias (0.41 ± 0.65 cm e 0.45 ± 0.91 cm respectivamente).

O incremento em diâmetro foi cerca de duas vezes maior para plântulas das clareiras. No entanto, independente do ambiente, as plântulas sem herbivoria (controle) tiveram um incremento médio em diâmetro superior aos demais tratamentos tanto para clareira (0.42 ± 0.26 cm) como para sub-bosque (0.18 ± 0.12 cm).

A produção de folhas novas por plântulas de clareiras foi duas vezes maior que no sub-bosque. Das 173 plântulas restantes nas clareiras, 58% (n=100) produziram folhas novas enquanto que no sub-bosque, das 170 plântulas apenas 10,6% (n=18) produziram folhas novas. Entre as categorias de dano, as plântulas que tiveram a maior média de produção de folhas foram as do tratamento de 35% de herbivoria, tanto nas clareiras (1.40 ± 0.69 folhas), como no sub-bosque (0.15 ± 0.45 folhas).

Nossos resultados indicam um efeito positivo entre ambiente de luz e crescimento das plântulas de *P. hebetatum*. O maior incremento em altura, diâmetro e número de folhas novas está diretamente relacionado a maior disponibilidade de luz encontrado nas clareiras. Outros estudos realizados em florestas tropicais mostram que, independente de serem espécies pioneiras ou tolerantes à sombra, plantas que se desenvolvem em clareiras possuem altas taxas de crescimento quando comparadas a plantas em sub-bosques (Hartshorn 1980; Denslow 1987; Aide & Zimmerman 1990). Por outro lado, embora a redução foliar provocada por herbívoros possa retardar o desenvolvimento da planta (Nuñez-Farfán e Dirzo 1989), os diferentes tratamentos de dano artificial aos quais submetemos as plântulas não afetaram o crescimento de *P. hebetatum*. Marquis (1987) em um estudo de longo prazo observou que grande parte de juvenis de *Piper arieianum* com danos artificiais superiores a 30% sofreram uma redução significativa em seu crescimento, porém encontrou que plantas respondem diferentemente aos efeitos da herbivoria, em função da sua classe de tamanho.

4. Conclusões

Neste trabalho concluímos que a luz é fator limitante para o crescimento de plântulas de *P. hebetatum*. Provavelmente *P. hebetatum* por ser uma espécie tolerante a sombra e necessitar de grandes quantidades de luz para seu crescimento, acabe compensando os efeitos da herbivoria, investindo mais em crescimento tanto em altura como produção de folhas novas.

5. Referências Bibliográficas

- Aide, T. M.; Zimmerman, J. K. 1990. Patterns of insect herbivory, growth, and survivorship in juveniles of a neotropical liana. *Ecology* 71(4):1412-1421.
- Coley, P.D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53 (2): 209-233.
- Crawley, M.J. 1983. Herbivory. University of California Press. California.
- Denslow, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18:431-451.
- Dirzo, R. 1984. Herbivory, a phytocentric overview. In: Dirzo, R., Sarukhán, J. (Eds.). *Perspectives on plant population ecology*. Sinauer Associates. Massachusetts.
- Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12(supplement):23-30.
- Marquis, R. J. 1987. Variación en la herbivoria foliar y su importancia selectiva en *Piper arieianum* (Piperaceae). *Rev. Biol. Trop.* 35(1):133-149.
- Núñez-Farfán, J.; Dirzo, R. 1989. Leaf survival in relation to herbivory in two tropical pioneer species. *Oikos* 54:71-74.
- Fontes Financiadoras
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)
Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF/INPA) SUNY/WWF

Efeitos da mudança na paisagem sobre o sucesso larval de duas espécies de anuros arborícolas na Amazônia Central.

Selvino Neckel-Oliveira
PDBFF/INPA (neckel@inpa.gov.br)

1. Introdução

Anfíbios que usam poças para desenvolvimento larval são unidades biológicas que permitem avaliar os efeitos da alteração do habitat na manutenção de suas populações locais (Gill 1978, Smith 1983, Snodgrass *et al.* 2000). Estes efeitos podem ser medidos pelo sucesso larval de espécies de anuros que são tipicamente de florestas primá-

rias, mas que podem ser encontrados em ambientes alterados. Um exemplo disto ocorre com *Osteocephalus taurinuse* *Phyllomedusa tarsi*us. Estas espécies de anuros arborícolas reproduzem em poças da floresta primária, mas também podem ser encontrados em poças de capoeiras e pastagens na Amazônia (Tocher *et al.* 2001). A primeira espécie deposita seus ovos sobre a superfície da água de poças temporárias, enquanto a segunda coloca seus ovos em ninhos presos a vegetação sobre poças permanentes. Se estes modos reprodutivos evoluíram como respostas às condições em floresta primária, então, qual será o efeito de mudança antrópicas (e.g. implementação de pastagens ou formação de capoeiras) na sobrevivência e metamorfose dos girinos destas duas espécies de anuros?

Os objetivos deste estudo foram de relacionar a frequência de encontro de metamorfos de *O. taurinus* e *P. tarsi*us em poças de habitats alterados e floresta primária com a presença de predadores; testar experimentalmente os efeitos diretos e indiretos destes predadores na sobrevivência de girinos destas duas espécies.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em poças de áreas alteradas e floresta primária da Fazenda Esteio. Esta fazenda faz parte da área de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, distante cerca de 80 km ao norte de Manaus, Amazonas. As poças foram monitoradas de março de 1999 a junho de 2001. As poças foram visitadas mensalmente para determinar a presença de água e trimestralmente para ocorrência de metamorfos de *O. taurinus* e *P. tarsi*us e predadores. Como estava interessado em avaliar o sucesso larval destas duas espécies de girinos, registrei somente aqueles que tinham pelo menos um par de patas (estágio de desenvolvimento > 42, Gosner 1960). Todas os animais foram amostrados com um rapichê e o número de rapichê por poça variou de 10 a 50 vezes. Peixes predadores foram identificados até gênero e invertebrados aquáticos até família.

Paralelamente ao trabalho de campo, realizei um experimento para testar o efeito de predadores sobre a sobrevivência de girinos de *P. tarsi*us e *O. taurinus*. Cada espécie de girino foi colocada separadamente em bacias, com combinações de predadores que foram encontrados em poças da área alterada e da floresta primária. O primeiro tratamento foi representado por predadores do habitat alterado (Belostomatidae - Hemiptera, náíades de Aeshnidae e Libellulidae - Odonata), o segundo tratamento por predadores da floresta primária (náíades de Aeshnidae e Libellulidae, e *Rivulus* sp. - Cyprinodontidae-Pices), no terceiro tratamento os girinos foram mantidos livres de predadores.

3. Resultado e Discussão

Os metamorfos de *O. taurinus* foram mais frequentes nas poças com menor hidroperíodo da área alterada. Tanto os resultados das observações de campo e da manipulação experimental indicaram uma forte influência dos predadores na sobrevivência de girinos desta espécie. A presença de metamorfos de *O. taurinus* nas poças foi associada negativamente com a presença de predadores da floresta primária ($F_{5,45} = 2.905$, $P < 0.023$) e da área alterada ($F_{4,24} = 13.859$, $P < 0.001$). O experimento resultou em menor sobrevivência dos girinos nos tratamentos com ambas combinações de predadores (insetos aquáticos ou insetos aquáticos e peixes) do que no tratamento dos girinos livres de predadores ($F_{2,12} = 57.2$; $P < 0.001$). Estes resultados indicam que girinos de *O. taurinus* são vulneráveis tanto a invertebrados como peixes predadores. Uma estratégia em amenizar o efeito de predadores é usar poças temporárias com baixa incidência de predadores. Desta forma, poças efêmeras podem estar favorecendo a metamorfose dos girinos de *O. taurinus* na área alterada, porque previne o estabelecimento de peixes, como também pode controlar a densidade de insetos aquáticos predadores, como náíades de odonatas e Belostomatidae. *Rana temporaria* e *R. lessonae* evitam poças permanentes porque seus ovos e girinos são vulneráveis a predação por peixes e insetos aquáticos predadores (Griffith 1997).

Metamorfos de *P. tarsi*us foram mais frequentes nas poças per-

manentes, independente da presença de predadores. A presença de predadores não influenciou significativamente a frequência de encontro de metamorfos na floresta primária ($F_{5,46} = 0.990$, $P = 0.434$) e na área alterada ($F_{4,24} = 1.781$, $P = 0.166$). Apenas o tratamento com insetos aquáticos teve um efeito negativo na sobrevivência dos girinos ($F_{2,12} = 60.2$, $P < 0.001$) quando comparado com os tratamentos dos girinos sem predadores e no tratamento onde peixe estava presente. Geralmente, espécies de girinos que vivem em poças permanentes diminuíram o efeito de predação através da produção substâncias tóxicas ou por fugirem quando detectavam seus predadores (Kats *et al.* 1988). Girinos de *R. clamitans* sobreviveram em poças com altas densidades de odonatas e salamandras porque detectavam seus predadores, enquanto que *R. catesbeiana* foi encontrada em poças permanentes porque seus girinos eram impalatáveis a peixes. Grandes populações de *Bufo calamita* estavam associadas às poças com peixes, porque seus ovos e girinos eram impalatáveis a este tipo de predador, mas não contra insetos aquáticos predadores (Denton e Beebe 1991).

4. Conclusões

A separação no uso de poças entre *O. taurinus* e *P. tarsi*us pode estar mais relacionada a presença ou ausência de defesa contra a predação. A estratégia em depositar os ovos fora da água e a provável impalatabilidade de seus girinos, faz com que *P. tarsi*us possa ocupar diferentes habitats florestados, independente da presença de predadores. Enquanto que a deposição de ovos diretamente na água da poça faz com que *O. taurinus* tenha sucesso naquelas poças em que ele consiga sincronizar o tempo de desenvolvimento larval com a permanência de água nas poças. Magnusson e Hero (1991) verificaram que ovos de *Phyllomedusa vaillanti* foram rapidamente comidos por peixes, demonstrando que depositar os ovos fora da água pode ser uma importante estratégia para diminuir a predação por peixes. Assim, diferenças nas estratégias reprodutivas entre *P. tarsi*us e *O. taurinus* provavelmente estão determinando o sucesso larval nos diferentes habitats estudados aqui.

5. Referências Bibliográficas

- Denton, J.; T.J.C. Beebe. 1991. Palatability of anuran eggs and embryos. *Amphibia-Reptilia*, 12: 111-112.
- Gill, D.E. 1978. The metapopulations ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecol. Monogr.* 48:145-166.
- Griffiths, R.A. 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 7: 119-126.
- Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetological*, 16:183-190.
- Kats, L.B.; J.W. Petranka; A. Sih. 1988. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. *Ecology*, 69(6):1865-1870.
- Magnusson, W.E.; J.M. Hero. 1991. Predation and the evolution of complex oviposition behavior in Amazon rainforest frogs. *Oecologia*, 86:310-318.
- Smith, D.C. 1987. Adult recruitment in chorus frogs: effects of size and date at metamorphosis. *Ecology*, 68: 344-350.
- Snodgrass, J.W.; M.J. Komoroski; A.L. Bryan Jr.; J. Burger. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology*, 14: 414-419.
- Tocher, M.D.; C. Gascon; J. Mayer. 2001. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. Pg. 235-247. *In*: R.O. Bierregaard, Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy, e R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press.

Fontes Financiadoras

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)

Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF/INPA)

Crescimento e mortalidade de *Hevea guianensis* (Euphorbiaceae) e *Eschweilera romeu-cardosoi* (Lecythydaceae) em fragmentos florestais e mata contínua na Amazônia Central.

Silvia Weel, Thiago J. Izzo, Sammya A. D'Angelo, Ana C.S. Andrade e William F. Laurance.

Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), C.P. 478, Manaus, AM 690011-970, Brasil.
e-mail: silweel@inpa.gov.br

1. Introdução

Apesar da evidente e comprovada importância ecológica regional e global da floresta amazônica, não há no mundo um ecossistema em maior velocidade de desflorestamento (Whitmore et al. 1997). A pressão sobre a floresta é devida principalmente ao crescimento populacional humano e criação de rodovias (Laurance et al. 2002). Estes fatores promovem a transformação da floresta primária em um mosaico de pastagens e fragmentos florestais com sérias consequências para a biodiversidade (Bierregaard et al. 1992). A fragmentação é definida pelo isolamento de áreas restritas de floresta que abrigam um restrito número de espécies. Estas se encontram expostas a um habitat cuja estrutura e ecologia sofreram diversos níveis de modificações (Souza et al. 2001), como a criação de uma borda envolvendo o fragmento. Parâmetros ecológicos (tais como nutrientes, umidade, taxas de crescimento de plântulas, densidade de aves, dinâmicas florestais, etc) estão sujeitos a mudanças que podem se estender até diferentes distâncias da borda (Laurance et al. 2000). Laurance et al. (1998a) verificaram altas taxas de recrutamento de indivíduos arbóreos dentro da faixa de 100m da borda de fragmentos, sugerindo que o crescimento destes seja acelerado pela maior taxa de mortalidade e distúrbios relacionados com o efeito de borda. A definição dos efeitos de borda sobre a dinâmica populacional das espécies dentro destes fragmentos florestais é de grande importância na previsão dos impactos que esse processo de fragmentação pode causar sobre a riqueza das espécies na comunidade ao longo do tempo. O objetivo deste estudo é avaliar o efeito da distância da borda e área do fragmento sobre o crescimento e mortalidade de *Eschweilera romeu-cardosoi* S.A. Mori e *Hevea guianensis* Aubl. A primeira espécie, denominada de "Matamatá-do-Romeu", é uma árvore de dossel com ocorrência ocasional em platô e vertente na Amazônia Central (Ribeiro et al. 1999). A segunda, popularmente conhecida como seringueira, é uma espécie arbórea que pode atingir grande porte, ocorrendo com frequência por toda Amazônia e Guianas (Ribeiro et al. 1999).

2. Métodos

O estudo foi realizado nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais PDBFF/INPA, localizado a 80km ao norte de Manaus, Amazônia Central (2°30'S, 60° W), com altitude entre 50 e 100 m. A pluviosidade varia de 1900 a 3500 mm anuais, com estação seca entre junho e outubro. Os fragmentos estudados foram criados no início da década de 80, definidos em diferentes tamanhos e isolados por 70 a 100m de mata derrubada para a criação de pastagens. Reservas de 1 a 1000ha foram delimitadas em mata contínua para servirem de controle. Parcelas de 1 hectare foram estabelecidas em variadas distâncias da borda dos fragmentos e da mata contínua. Foram amostradas 4 parcelas em fragmentos de 1 ha, 18 parcelas em 3 fragmentos de 10 ha, 18 parcelas em 2 fragmentos de 100 ha e 30 parcelas em mata conti-

nua. Os dados de crescimento anual e mortalidade são resultados de levantamentos fitodemográficos conduzidos nestas áreas. Todas as árvores com diâmetro (DAP) mínimo de 10cm foram medidas, marcadas, identificadas e mapeadas ao longo de 19 anos. Inicialmente foi analisada a relação entre o DAP inicial dos indivíduos das duas espécies de acordo com distância da borda do fragmento (categorizada em 1: <60m, 2:60-100m, 3:100-300m e 4:>300m) e o tipo de ambiente (1ha, 10ha, 100ha e mata contínua). Tal análise foi conduzida à fim de verificar se ocorria diferença da estrutura de tamanho das árvores de acordo com as áreas, evidenciando alguma relação espacial e ecológica destas populações em condições de mata natural, anterior ao isolamento dos fragmentos. O crescimento anual de cada indivíduo foi obtido de acordo com a equação: (DAP final - DAP inicial)/tempo (em anos). O crescimento anual de cada planta foi relacionado com o valor do DAP inicial, com a distância que esta se encontrava da borda e com o ambiente. Um teste de Tukey *a posteriori* foi conduzido para verificar a diferença entre as variáveis dos fatores avaliados. Uma regressão logística múltipla foi aplicada sobre os dados de mortalidade, relacionando a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo de cada espécie com o ambiente (desta vez categorizados em fragmento e mata contínua), distância da borda, DAP inicial e crescimento anual. Para este teste foram selecionadas apenas as árvores inventariadas no primeiro levantamento.

3. Resultados

Nas áreas estudadas pelo PDBFF foram levantados ao longo dos 19 anos 504 indivíduos de *E. romeu-cardosoi* e 291 indivíduos de *H. guianensis*. As espécies estudadas não apresentaram diferença entre o DAP inicial e a distância da borda e ambiente. A análise do crescimento anual da *E. romeu-cardosoi* demonstrou que o ambiente e o DAP inicial são os fatores de maior importância ($F=4,199$; $P<0,01$ e $F=16,760$; $P<0,01$ respectivamente), sendo a distância da borda um fator sem valor significativo. O teste Tukey conduzido entre as categorias de ambientes, evidenciou diferença no crescimento das árvores entre o fragmento de 1 ha e mata contínua ($P<0,05$), mas não houve diferença entre as classes de tamanho de fragmento. A regressão logística indicou que há maior probabilidade de mortalidade de indivíduos que crescem menos ou que não crescem ($G=19,932$; $GL=4$; $P=0,001$). O ambiente, que apesar de não representar significância dentro do intervalo determinado, apresentou-se como o segundo fator com maior relação com a mortalidade ($P=0,055$). Os demais fatores (distância e DAP inicial) não apresentaram importância na mortalidade dos indivíduos. Analisando o crescimento de *H. guianensis*, constatamos que há significância na relação com a distância da borda ($F=6,721$; $P<0,0001$). O teste Tukey revelou que a categoria de distância 1 é significativamente diferente das categorias 3 e 4 ($P<0,0001$ e $P<0,005$ respectivamente). Da mesma forma que a espécie anterior, a *H. guianensis* apresentou maior probabilidade de morte entre indivíduos que cresceram menos ao longo dos levantamentos ($G=21,332$; $GL=4$; $P<0,0001$).

4. Conclusão

A avaliação do DAP inicial das espécies de acordo com a distância da borda e tipos de ambiente, sugeriram que as populações não apresentam diferenças na ocorrência dos indivíduos, em termos de classes de tamanho, de acordo com os fatores em questão. Isso nos indica que as espécies estão bem distribuídas nas áreas, não interferindo na análise de crescimento das populações nos fragmentos e mata contínua, assim como nas diferentes distâncias de borda. Foi verificado maior crescimento anual dos indivíduos da *E. romeu-cardosoi* nos fragmentos de 1ha do que na mata contínua, concordando com o padrão observado por Laurance et al. (1998b) para a comunidade de árvores na mesma área de estudo. Esse resultado pode revelar uma resposta fisiológica positiva da planta às condições físicas que se desenvolvem mais abruptamente nesses fragmentos. Laurance et al. (1998a) verificaram alta mortalidade

arbórea em fragmentos quando comparado com a mata contínua, significando maior ocorrência de abertura no dossel dessas matas. Essa abertura do dossel promove principalmente uma maior incidência de raios solares, característica que pode definir maior ou menor crescimento das espécies da comunidade. Indivíduos com menores valores de DAP apresentaram maior crescimento, uma característica também verificada por Sizer & Tanner (1999) para plântulas da comunidade de um dos fragmento de 100ha, também utilizado neste estudo. Diferentemente que a primeira espécie, a *H. guianensis* apresentou maior crescimento de acordo com a distância da borda. O maior crescimento da espécie em categoria de distância de até 60m é um carácter que está diretamente relacionado com as mudanças ecológicas estabelecidas nas bordas dos fragmentos. Dessa forma, podemos supor que o crescimento de ambas espécies é beneficiado em ambientes expostos a maior intensidade luminosa. A mortalidade dos indivíduos das duas espécies está negativamente relacionada com o crescimento destes, indicando que as árvores que não cresceram ou que cresceram pouco ao longo dos anos, tenderam a morrer. No caso da *E. romeu-cardosoi*, também foi verificado que nos fragmentos há uma tendência de maior mortalidade do que na mata contínua. Esse caráter está relacionado com os distúrbios ambientais e dinamismo ocorrentes nesses locais. Podemos supor que nessas áreas se estabeleça uma condição de competição por recursos com as espécies pioneiras (Sizer & Tanner, 1999), grupo sucessional mais frequente nas bordas e fragmentos. Além disso, Ferreira & Laurance (1997) verificaram maior ocorrência de danificação de indivíduos da Família Myrtaceae nas bordas e fragmentos nas áreas deste estudo, relacionados principalmente com maior incidência de ventos (Laurance et al. 1998a). Esse carácter pode estar ocorrendo com a espécie, interferindo em seu crescimento normal. Dessa forma, podemos supor que essa competição e danificação, levam a uma maior taxa de mortalidade dos indivíduos. A *H. guianensis* não apresentou a mesma tendência que a espécie anterior, não evidenciando alguma influência de habitat sobre a mortalidade. Podemos apenas definir que os indivíduos, nos variados ambientes e distâncias de borda, estão submetidos a morrer caso não cresçam. Além dos distúrbios ambientais comuns nas bordas dos fragmentos, também são ocorrentes eventuais quedas de árvores no interior da mata contínua, prejudicando as árvores que estão localizadas nas proximidades, assim como competição por recursos entre indivíduos submetidos à condições de alta densidade arbórea nestas condições. Assim, a espécie está sujeita aos processos dinâmicos ocorrentes tanto nas áreas fragmentadas como no interior da mata. Enfim, podemos concluir através deste estudo, que o crescimento de ambas espécies se beneficiam com o estabelecimento das condições ecológicas sob condições de fragmentação. A mortalidade das espécies está negativamente relacionada com o crescimento, sendo que a *E. romeu-cardosoi* submete-se ao maior dinamismo ocorrente nos fragmentos, enquanto a *H. guianensis* morre independentemente das condições ambientais analisadas.

5. Bibliografia

- Bierregaard R.O.Jr., Lovejoy T.E., Kapos V., dos Santos A.A. and Hutchings R.W. 1992. The Biological Dynamics of tropical rain forest fragments. *BioScience*, 42:859-866.
- Ferreira L.V. and Laurance W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 11:797-801.
- Laurance W.F., Ferreira L.V., Rankin-de Merona J.M., Laurance, S.G., Hutchings R.W. and Lovejoy T.M. 1998a. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12:460-464.
- Laurance W.F., Ferreira L.V., Rankin-de Merona J.M. and Laurance, S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology*, 79:2032-2040.

- Laurance W.F., Vasconcelos H.L. and Lovejoy T.E. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34:39-45.
- Laurance W.F., Albernaz A.K.M., Schroth G., Fearnside P.M., Bergen S., Venticinqu E.M. and Da Costa C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29: 737-748.
- Ribeiro J.E.L da, Hopkins M.J.G., Vicentini, A., Sothers C.A., Costa, M.A.da S., Brito J.M. de, Souza M.A.D de, Martins L.H.P., Lohmann L.G., Assunção P.A.C.L., Pereira E. da C., Silva C.F. da, Mesquits M.R., Procópio L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. INPA-DFID, Manaus-AM.
- Sizer N. & Tanner E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rain forest, Amazônia. *Biological Conservation*, 91:135-142.
- Souza O., Schoereder J. H., Brown V. and Bierregaard R. O. Jr. 2001. A Theoretical Overview of the Processes Determining Species Richness in Forest Fragments. In: Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., and Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. Chapter 2, pp.13-21.
- Whittmore T.C., 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance W.F. and Bierregaard R.O.Jr (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, pp.3-12.

Aspectos da Dinâmica Populacional da Cuíca-branca (*Marmosa murina*, Didelphidae: Marsupialia) em Áreas Contíguas de Mangue e Terra Firme, no Município de Bragança-PA.

Stelio Brito^{a,b}, Fernanda Andrade^a, Geovanny Lima^a, Valéria Silva^a, Ana Paula Pereira^a, Elaine Chagas^a, Danielle Arruda^a, Carlos Palmeira^a & Marcus Fernandes^{a,b}

^a Universidade Federal do Pará – Campus Universitário de Bragança, Al. Leandro Ribeiro s/n, CEP: 68.600-000 – Bragança, Pará.

^b stelioangelo@hotmail.com e mebf@ufpa.br

1. Introdução

Segundo Fernandes (2000), os vertebrados constituem um total de 1.467 espécies associadas aos manguezais, sendo que este valor corresponde à distribuição das seis seguintes zonas geográficas ao redor do mundo: Ásia, Oceania, Costa Oeste e Leste das Américas e Costa Oeste e Leste da África. Composto este grande grupo estão os mamíferos, que representam 7,5% dos vertebrados, com cerca de 111 espécies e 14 ordens associadas às áreas de mangue. Dentro da classe Mammalia está inserida a ordem Marsupialia, que possui quatro espécies registradas nos manguezais. Contudo, no mundo são conhecidas cerca de 250 espécies de marsupiais, distribuídas em nove famílias restritas à Austrália e ao Novo Mundo (Pough *et al.*, 1993).

No Brasil, os marsupiais estão representados apenas pela família Didelphidae (Silva, 1994). No entanto, pouco se conhece sobre a taxonomia e a dinâmica populacional desta família em áreas de mangue, sendo negligenciada, desta forma, a importância desses animais para este ecossistema. Este estudo avalia aspectos da dinâmica populacional da espécie *Marmosa murina*, que está associada a dois ecossistemas contíguos (manguezal e terra firme), os quais constituem a maior parte da área florestada da Fazenda das Salinas, no município de Bragança - Pará.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda das Salinas, no município de Bragança - Pará, entre as coordenadas 046°40'20,4"W e

0°55'26,7"S. Esta fazenda é basicamente ocupada por florestas de mangue (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) e pequenas ilhas de terra firme, além de apresentar no seu mosaico vegetacional manchas de campos salinos, dominados por gramíneas.

2.2. Procedimento

As coletas foram realizadas bimestralmente durante o período de setembro/2002 a maio/2003. Quatro campanhas noturnas por mês foram empreendidas com a utilização de 160 armadilhas do tipo Tomahawk de 30 cm x 12 cm x 12 cm. As armadilhas foram colocadas ao longo de duas transecções de 800 m cada (T1 e T2), e distribuídas em intervalos de 10 m, sendo que 40 pontos de cada transecção estavam localizados em bosques de terra firme, e os outros 40 pontos em bosques de mangue. Os pontos de captura foram numerados em ordem crescente, da terra firme em direção ao mangue. Importante ressaltar que nos bosques de mangue as armadilhas foram colocadas somente nas árvores, em função do sedimento, neste tipo de floresta, ser móvel e constantemente inundado pela ação das marés.

As iscas utilizadas foram de abacaxi e/ou mistura de pasta de amendoim, bacon e aveia (Anthony, 1931 *apud* Auricchio, 2002).

Os animais coletados foram tatuados na cauda com uma seqüência numérica, sendo os valores ímpares destinados aos animais capturados na transecção T1 e os números pares aos animais capturados na transecção T2. De todos os animais capturados foram registradas as seguintes informações: número do ponto de captura, número da tatuagem, nome da espécie, peso, sexo, condição reprodutiva e as medidas morfométricas: comprimentos do corpo, cabeça, cauda, pata posterior e orelha.

Para a estimativa da densidade populacional foi utilizado o método de Parker do programa BioEstat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000), considerando-se a amostragem múltipla e a "população aberta", com o universo populacional alterado devido principalmente às migrações sazonais.

3. Resultados e Discussão

Durante os quatro meses de coleta foram obtidas 149 capturas de exemplares da espécie *Marmosa murina*, sendo 89 nos bosques de terra firme e 57 no manguezal. Ocorreram variações sazonais no número de capturas das duas áreas. Durante o período chuvoso a captura dos animais apresentou-se estável e com valores elevados no ecossistema manguezal (14 a 16 indivíduos), sendo setembro o mês de menor sucesso de capturas. Para a terra firme, os dados mostram o inverso, com o mês de setembro apresentando o maior número de capturas dentre todos os meses estudados e o verão destacando-se como a estação de maior sucesso de capturas.

A tendência do padrão de distribuição da espécie *Marmosa murina* em manguezal e terra firme foi obtido através da relação entre a variância e a média das amostras (Zanzini, 2000), resultando em distribuições do tipo agregada tanto para o manguezal ($m=0,7$ e $S^2=1,13$), quanto para a terra firme ($m=1,12$ e $S^2=3,11$). De acordo com os cálculos efetuados a estimativa do tamanho da população da espécie *Marmosa murina* presentes na área de mangue é de 61 indivíduos, podendo N apresentar um valor entre 35 e 222, definido pelo intervalo de confiança de 95%. Enquanto para a terra-firme, a estimativa seria de 74 indivíduos, podendo N estar entre 12 e 18, no intervalo de 95%. No conjunto das duas áreas o valor do tamanho populacional é de 197 indivíduos, sendo que para o intervalo de confiança de 95% estaria entre 66 e 201.

4. Conclusões

De acordo com Gentile (2000), o conhecimento do padrão de distribuição dos animais é de fundamental importância quando se pretende estudar a dinâmica de populações, pois o tipo de distribuição pode influenciar em vários aspectos das estruturas genética, demográfica e espacial. Neste estudo, as populações de suçua-branca (*M. murina*) apresentaram distribuição agregada, o que significa de acordo com Zanzini (2000), que os indivíduos tendem a se agrupar em torno do recurso que exploram, respondendo de forma

sincronizada às variações ambientais ou aos aspectos comportamentais, como alimentação, reprodução e abrigo.

Ao longo de um ciclo anual as suçuas-brancas foram registradas, tanto na terra firme quanto nos manguezais. Porém, considerando-se que os valores de densidade das populações estudadas são inversamente proporcionais aos valores de precipitação da área de estudo, isto sugere que grande parte das populações tende a apresentar um comportamento migratório no sentido da terra firme para o mangue, na passagem do período seco para o período chuvoso. Além do mais, é importante ressaltar que tanto a terra firme quanto o manguezal oferecem recursos diferenciados, enfatizando que cada um desses ecossistemas pode atuar como uma fonte complementar de recurso para as populações locais. Contudo, é importante dar continuidade ao monitoramento sazonal já existente para a obtenção de dados complementares, os quais possam reafirmar as migrações sazonais das populações de *M. murina* entre os ecossistemas estudados, além de fornecer informações mais detalhadas sobre a dinâmica populacional dessa espécie.

(Financiado pela CAPES/MADAM/Instituto do Milênio - MCT/PADCT/CNPq/FINEP)

5. Referências Bibliográficas

- Auricchio, P. (2002). Mamíferos. In: *Técnicas de Coleta e Preparação - Vertebrados*. AURICCHIO, P. & M. da SALOMÃO, G. (eds.). Instituto Pau Brasil de História Natural, São Paulo-SP, p. 150-194.
- Ayres, M., Ayres Junior., M., Ayres, D. L. & Santos, A. S. (2000). BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq.
- Fernandes, M. E. B. (2000). Association of mammals with mangrove forests: a worldwide review. *Boletim do Lab. Hidrobiologia*, 13:83-108.
- Gentile, R. (2000). Biologia de populações: dinâmica populacional de *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae): dinâmica e variabilidade genética de populações na floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro. Dissertação de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, xi-124.
- Nowak, R. M. (1991). *Walker's Mammals Of The World*. Vol I. 5th ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, xiii-642p.
- Pough, F. H., Heiser, J. B. & Mcfarland, W. N. (1993). *A vida dos vertebrados*. Atheneu, São Paulo. 645-780p.
- Silva, F. (1994). *Mamíferos Silvestres - Rio Grande do Sul*. 2^a ed. - Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, publicações Avulsas FZB, n. 7, 246p.
- Zanzini, A. C. S. (2000). Fauna Silvestre - Introdução ao estudo de gestão ambiental. Curso de Pós-graduação "Lato Sensu" (Especialização) à distância - Gestão e Manejo Ambiental em Sistemas Agrícolas. Lavras: UFLA/FAEPE, 80p.

Quantificando indivíduos arbóreos através de imagens de alta resolução

Taise F. Pinheiro¹, Marina Antongiovanni¹, Eduardo Martins Venticinqu¹, Felipe Araújo Sobrinho¹, Marcelo P. Moreira¹
¹Laboratório de Geoprocessamento (Maloca) - Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) / Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA)
 e-mail: taisefarias@globocom

1. Introdução

O advento das imagens de satélite e dos Sistemas Informações Geográficas (SIGs) abriram novas possibilidades de estudos e manejo dos recursos naturais em Florestas Tropicais, na medida que facilitou o entendimento das modificações estruturais da paisagem numa macro escala. Se considerarmos a variedade de ambientes presente nestas florestas e a situação crítica em que se encontram alguns deles (da Silva *et al.*, 2001), percebemos a necessidade de encontrar formas mais eficientes de avaliar os ambientes para ga-

rantir a persistência das espécies presentes.

Embora o surgimento destas imagens tenha facilitado estudos em Florestas Tropicais, os sensores existentes possuíam baixa resolução espacial, limitando a capacidade de identificação dos objetos na superfície terrestre e consequentemente as possibilidades de novas formas de estudar estes ambientes através destas imagens. Buscando superar estas limitações, foram lançados sistemas de sensores com alta resolução espacial, entre eles o QuickBird com uma resolução espacial de 0,7m (www.ccrs.nrcan.gc.ca). Dada sua capacidade em distinguir objetos na superfície terrestre, alguns autores enfatizam o potencial das imagens Quickbird em estudos de estrutura de florestas e estudos demográficos, já que é possível identificar árvores emergentes (Read *et al.*, 2002). No entanto, o potencial de utilização destas imagens de alta resolução em tais estudos ainda é pouco explorado. Para que tenhamos uma maior confiabilidade no uso de imagens QuickBird é preciso avaliar a sua real aplicabilidade e conhecer suas limitações. Uma forma de fazer isto é criar métodos de análises das imagens que sejam comparáveis com dados confiáveis de campo. A partir destas considerações, pretendemos neste trabalho, avaliar o potencial das imagens QuickBird em estudos em Florestas Tropicais. Mais especificamente pretendemos responder as seguintes perguntas:

- 1) Existe uma relação entre o número de árvores amostradas em campo e o número de copas individualizadas nas imagens QuickBird numa mesma área?
- 2) Esta relação é acentuada se separarmos o número de indivíduos amostrados em campo em classes de DAP?

2. Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), situadas a cerca de 70 km ao norte de Manaus (60° 00' W, 2° 20' S), Brasil. O PDBFF, através do sub-projeto *Fitodemográfico* (Rankin-de-Mérona *et al.*, 1992), vem realizando, durante os últimos 24 anos, um trabalho de identificação, marcação e recenseamento de todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) ³ 10cm, dentro de 69 parcelas de um hectare em reservas de floresta primária contínua e em fragmentos florestais. Para este estudo serão analisadas 9 parcelas situadas em um fragmento de 100ha e 1 parcela situada em um fragmento de 1ha, totalizando, com as 10 parcelas, uma área de 10ha.

Quantificando as Árvores das Parcelas

Usando o banco de dados do sub-projeto *Fitodemográfico* quantificamos todos os indivíduos arbóreos que ocorrem em cada uma das 10 parcelas analisadas. Em um segundo momento, separamos e quantificamos todos indivíduos, em cada parcela, em duas classes de DAP: A) ³ 10cm a menor que 30cm; B) maior que 30cm.

Individualização das Copas e Análises

Todas as copas dentro das 10 parcelas que podiam ser individualizadas visualmente na imagem Quickbird, foram digitalizadas utilizando o programa ArcView GIS 3.2. No processo de individualização das árvores, adotamos uma escala 1:1.000 para a identificação das copas e uma escala 1:200 para digitalização das mesmas. Usando regressão linear simples (Zar 1999), o número total de copas individualizadas na imagem foi, então, comparado, por parcela, com o número total de árvores amostradas em campo pelo projeto *Fitodemográfico*. Posteriormente novas regressões foram realizadas entre o número total de copas individualizadas na imagem e o número de árvores amostradas em campo pertencentes a cada classe de DAP evidenciada acima.

3. Resultados

Um total de 333 copas em dez hectares foram individualizadas na imagem Quickbird em todas as parcelas analisadas, variando de 14 copas na parcela com menor número de individualizações e 60 copas na parcela com o número. Em

campo foram encontradas um total de 6685 árvores, sendo que 624 indivíduos foram registrados na parcela com a menor densidade de árvores e 721 indivíduos na parcela com a maior densidade. Nas análises de regressão entre o número total de árvores amostradas em campo e o número de árvores individualizadas na imagem Quickbird não encontramos relações significativas ($r^2=0.029$, $F_{[1,8]}=0.23$, $P=0.64$). As árvores amostradas em campo pertencentes a classe A de DAP compreendem 5.579 indivíduos e as pertencentes a classe B compreendem 1.106 indivíduos. Para nenhuma destas duas classes de DAP encontramos resultados significativos nas análises de regressão entre o número de árvores individualizadas na imagem Quickbird e o número de árvores amostradas em campo ($r^2=0.011$ $F_{[1,8]}=0.09$, $P=0.77$ para as comparações realizadas com a classe A de DAP e $r^2=0.017$ $F_{[1,8]}=0.14$, $P=0.71$ para as comparações com a classe B de DAP).

4. Discussão e Conclusão

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que o número de copas individualizadas na imagem Quickbird não é representativo do número de árvores, com o DAP acima de 10cm, existentes em uma área De fato, não esperávamos que usando a imagem Quickbird conseguíssemos extrair um valor de copas individualizadas que fosse representativo de toda a comunidade arbórea (com DAP maior que 10cm) da área analisada. Isto porque ao analisar a imagem estamos conseguindo enxergar apenas as árvores pertencentes aos estratos superiores da floresta, ou seja as árvores de dossel e emergentes, e não a comunidade em sua totalidade. Por outro lado, ao separar as árvores amostradas em campo em classes de DAP, esperávamos conseguir relações significativas com a classe B, que representa apenas aquelas árvores com DAP superior a 30cm. Esta expectativa baseia-se nos resultados obtidos em alguns estudos, que evidenciam uma relação entre o DAP e a altura das árvores (Claussen & Maycock, 1995; O'Brien *et al.*, 1995). Provavelmente, a relação entre a classe B e o número de copas individualizadas na imagem não foi significativa porque o agrupamento da comunidade de árvores em apenas duas classes não foi suficiente para separar as espécies que pertenciam aos estratos superiores daquelas de sub-dossel e sub-bosque. Sendo assim acreditamos que na classe B, além dos indivíduos emergentes e de dossel, agrupamos também indivíduos que, mesmo tendo DAP acima de 30cm, pertenciam aos estratos mais inferiores da floresta, não podendo ser visualizados através da imagem. É possível que se fossemos mais conservadores nos agrupamentos, separando em uma classe apenas aqueles indivíduos que apresentam uma maior probabilidade de pertencerem ao conjunto de árvores de dossel e emergentes obtivéssemos relações significativas e positivas nas análises realizadas. No entanto, para que possamos fazer isto é necessário uma maior compreensão de qual é o limite mínimo de DAP que nos dá uma maior segurança de que estamos de fato abarcando apenas este conjunto de árvores.

5. Referências Bibliográficas

- Claussen, J.W., Maycock, C.R. 1995. Stem allometry in a North Queensland Tropical Rainforest. *Biotropica* 27 (4): 421-426
- Da Silva, J. X., Persson, V. G., Lorini, M. L., Bergamo, R. B. A., Ribeiro, M. F., Costa, A. J. S. T., Iervolino, P. Abdo, O. E. 2001. Índices de geodiversidade: aplicação de SGI em estudos de biodiversidade. In: Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais. Garay, I., Dias, B. (eds). 430p
- O'Brien, S.T., Hubbell, S.P., Spiro, P., Condit, R., Foster, R. 1995. Diameter, height, crown and age relationships in eight neotropical tree species. *Ecology* 76: 1926-1939
- Read, J. M., Clark, D. B., Venticinque, E. M., Moreira, M. P. 2003. Application of 1- m and 4-m resolution satellite data to research and management in tropical forest. *Journal of applied Ecology*, 40: 592-600

Rankin-de-Mérona, J.M., Prance, G.T., Hutchings, R.W., Silva, M. F., Rodrigues, W.A., Uehling, M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the Central Amazon. *Acta Amazonica*, 22 (4): 439-534

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA

(Agradecimentos)

Agradeço a SUNY/WWF/PDBFF pela concessão da bolsa. Agradeço também a todos aqueles que participaram com sugestões ou trabalho de campo para melhoria deste trabalho: Carlos DA Costa, Flávia Pinto, Alex, Jairo e Leo.

O que as pessoas pensam sobre os fragmentos florestais na cidade de Manaus?

Tatiana Andreza da Silva Marinho¹ & Rita de Cássia Guimarães Mexquita²

^{1,2} Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais - PBDF/INPA C.P. 478, CEP:69011-970, Manaus, AM, e-mail:andrezza@inpa.gov.br

1. Introdução

Nos últimos anos as florestas tropicais vem sendo desmatadas a taxas alarmantes (Whitmore, 1997), o que contribui para a fragmentação da paisagem e perda de habitat, representando uma das mais importantes ameaças à biodiversidade para todos os ecossistemas terrestres (Bierregaard et al., 2001). A fragmentação influencia processos ecológicos, como polinização, decomposição e ciclagem de nutrientes, e altera funções da floresta, como regulação hidrológica e da ciclagem de nutrientes, evapotranspiração e prevenção contra incêndios, os quais estão diretamente relacionados à integridade da floresta (Gascon et al. 2001).

Em áreas urbanas, a influência da fragmentação é mais grave, porque os remanescentes florestais atingem tamanhos mínimos ou mesmo desaparecem totalmente. O isolamento e as características da matriz, são barreiras para o fluxo de animais, além do processo intensivo de degradação que está diretamente associado ao mau uso dessas áreas pela população.

O crescimento da população urbana e o não planejamento e aumento da infra-estrutura da área urbana, levam a desvalorização e o desmatamento de remanescentes de florestas nativas existentes, além da poluição do ar, dos solos, dos rios e igarapés (Souza, 1999; Martins, 1998). A cidade de Manaus foi construída sobre espaços naturais e se expande sobre áreas que possuem diferentes porções de cobertura nativa original, o que contribui para a deterioração da qualidade ambiental na área urbana (Rebouças, 1999).

Manaus tem muitos espaços ainda cobertos por vegetação nativa, que podem receber infra-estrutura adequada para permitir o seu uso. Esta vegetação é importante para melhorar a qualidade de vida no meio urbano, principalmente pela filtragem do ar, regulação microclimática (Sailor, 1997), redução do barulho (Dimoudi & Nikolopoulou, 2003; Nucci, 1999) drenagem da água da chuva (Bolund & Hunhammar, 1999; Costa, 1993), proteção da biodiversidade, valorização econômica de áreas para convívio social, por influenciar a saúde física e mental da população (Primack & Rodrigues, 2001; Rebouças, 1999; Henke-Oliveira, 1996; Garcia, 1981; Herrinton, 1974; Reethof & Heisler, 1976), e por possuir valor cultural e para recreação (Bolund & Hunhammar, 1999; Martins, 1998; Gómez et al., 2001; Chiesura & Groot, 2003), além de serem alternativas para realização de práticas de educação ambiental para estudantes e população em geral.

Os objetivos do trabalho foram mapear e localizar fragmentos florestais na área urbana e caracterizá-los quanto ao tamanho, forma e distribuição na cidade; avaliar mudanças na cobertura florestal no perímetro urbano da cidade de Manaus entre 1995 e 1999; determinar os usos e percepções que as comunidades pró-

ximas fazem dos fragmentos; relacionar o perfil sócio-econômico com os usos e percepções relatadas pela população; identificar as demandas da população em relação às áreas; e incentivar e/ou auxiliar no desenvolvimento de políticas públicas no planejamento de áreas verdes e espaços públicos para a prática do lazer, esportes e atividades educativas e culturais.

2. Métodos

Os fragmentos foram mapeados utilizando-se imagens de satélite Landsat TM-5 da cidade de Manaus dos anos de 1995 e 1999, sendo estas analisadas através do programa Adobe Photoshop 5.0. Todas as análises foram realizadas nas instalações do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. Nas imagens foi delimitada uma área de trabalho que corresponderia ao limite urbano, pré estabelecido, no ano de 1995, onde se identificou e quantificou somente as áreas que tivessem tamanho igual ou superior a dez hectares e que não tivessem ligação contínua entre si. As áreas dos fragmentos foram estipuladas através da contagem do número de pixel. A taxa de perda de área de cada fragmento nas duas imagens foi avaliada pela diferença entre os dois anos.

Foram realizadas 500 entrevistas, sendo 300 em áreas originadas de ocupações ilegais recentes e antigas (com tempo de ocupação de 5 e >20 anos, respectivamente; geralmente originadas por processos de especulação imobiliária) e 200 em conjuntos habitacionais, áreas que compõem os bairros mais tradicionais da cidade. A situação fundiária dos fragmentos abrangia áreas verdes de conjuntos habitacionais, áreas de preservação permanente, parques e áreas institucionais (área da Universidade Federal do Amazonas). Foram aplicados cinquenta (50) questionários por comunidade de áreas adjacentes às áreas verdes. O questionário continha basicamente três conjuntos de perguntas. O primeiro conjunto visava descrever o perfil do entrevistado quanto à escolaridade, faixa-etária, profissão e gênero. O segundo conjunto estava relacionado ao conhecimento sobre questões ambientais, especificamente sobre reciclagem de lixo, definição de áreas verdes, e conhecimento da fauna local. Finalmente, o terceiro conjunto de perguntas visava identificar as demandas, percepções e usos que o entrevistado faz das áreas verdes.

3. Resultados

Todos os fragmentos encontrados apresentam uma forma bastante irregular. Em um período de 4 anos (entre 1995 e 1999) a extensão de área verde da cidade, em hectares, diminuiu em 50%. Em 1995, o tamanho médio dos fragmentos identificados era de aproximadamente 104,73 hectares, passando a ser 53,94 hectares em 1999. A média de tamanho, diminuiu em todas as zonas da cidade. Em 1995 e 1999, a maioria dos fragmentos encontrados tinham tamanho entre 10 e 50 hectares (49% e 61%, respectivamente), sendo que 16% (n=08) dos identificados em 1995 ficaram menores que 10 hectares em 1999.

Todos os fragmentos identificados em 1995 sofreram algum tipo de mudança em sua área estimada; na maioria diminuiu (n=47), em um caso, o fragmento desapareceu completamente e, em três casos a área estimada do fragmento aumentou. A taxa de perda de área dos fragmentos foi dependente e proporcional ao tamanho do fragmento, pois fragmentos maiores perderam mais área.

A maioria dos fragmentos florestais urbanos apresentam vegetação dominante do tipo capoeira, variando entre 1 a 20 metros de altura, ou buritizais. A vegetação é bastante degradada na maioria das áreas, principalmente por seu uso indiscriminado, como corte de galhos e árvores e pelo acúmulo de lixo. Em áreas institucionais, como o Aeroporto Internacional Eduardo Gomes, é possível encontrar uma vegetação um pouco mais estruturada e conservada, com árvores acima de 30 metros de altura, típicas de mata primária.

Moradores vizinhos aos fragmentos florestais entrevistados apresentam faixa etária variando entre 10 a 90 anos, tendo a maioria (71%) entre 15 e 45 anos. Em relação ao nível de educação formal, 4% eram analfabetos, 54% possuíam nível fundamental,

35% nível médio, sendo que, somente 6% tinham nível superior. A maioria dos entrevistados eram mulheres (68%).

Em relação a atividade profissional exercida pelos moradores, 41% trabalha na iniciativa privada, 21% são estudantes, 24% estão desempregados, ou ainda realizam trabalhos avulsos, 6% são autônomos, 5% são aposentados e 3% são funcionários públicos.

A maioria dos moradores entrevistados (83%) sabe o que é uma área verde e reciclagem de lixo (62%); 53% têm árvores na propriedade; 25% têm atividade de lazer relacionada ao meio ambiente; 71% desejam que os remanescentes sejam preservados por causa do conforto ambiental, pelo aspecto paisagístico e/ou ainda porque são utilizados para o lazer; 25% gostariam que as áreas verdes fossem desmatadas para a implantação de equipamentos de infra-estrutura urbana (71%), principalmente hospitais e escolas, ou ainda pelo medo da violência (14%) e de pragas (10%).

As comunidades mais carentes utilizam os remanescentes de floresta para fins utilitários, como obtenção de frutos, madeira, terra preta e plantas medicinais; enquanto moradores de conjuntos habitacionais utilizam as áreas para o lazer e para praticar atividades físicas, como caminhadas.

4. Conclusões

As áreas de florestas existentes em Manaus estão se tornando cada vez menores e mais degradadas. Nas zonas mais centrais e antigas da cidade, onde provavelmente se concluiu o processo de urbanização e crescimento, os fragmentos são poucos ou não há mais fragmentos.

O método utilizado no mapeamento dos fragmentos florestais urbanos da cidade de Manaus foi eficaz para se quantificar áreas grandes, mas não as pequenas (com menos de 10 ha). Assim, os valores estimados da área de cada fragmento mapeado, tanto em 1995 e 1999 são conservados, e técnicas mais precisas podem melhorar o diagnóstico da situação da cidade apresentada aqui.

A população tem uma considerável percepção sobre a temática ambiental, mas apesar disso, os fragmentos florestais estão desaparecendo da área urbana da cidade de Manaus. Um premissa freqüentemente definida é a de que a ignorância e falta de conhecimentos básicos sobre questões ambientais tem gerado o mal uso e agressões ao meio ambiente. Nosso estudo mostra que a população morando no entorno dos fragmentos urbanos domina conceitos importantes ligados ao manejo do lixo, valor da biodiversidade e até serviços ambientais. No entanto, pouco ou nada faz para impedir a destruição dos ambientes naturais ou modificar hábitos. Esta constatação nos remete a outras perguntas a serem investigadas: 1) quem são os agentes responsáveis pela destruição dos fragmentos florestais? 2) se a população do entorno de fragmentos é consciente do valor dos mesmos porque não atua de maneira mais efetiva em prol de sua proteção? 3) existem outras forças, talvez ligadas ao mercado imobiliário ou ao medo da violência urbana, que determinam a inércia diante do problema? É necessário, portanto, desenvolver estratégias relacionadas à educação ambiental e cidadania, nas escolas e comunidades em geral, para garantir o uso adequado dessas áreas, além de sensibilizar as autoridades competentes para o controle das ocupações ilegais, o que garantirá a preservação desses espaços verdes na cidade.

5. Referências Bibliográficas

Bolund, P. & Hunhammar, S. Ecosystem Services in urban areas. *Ecological Economics* v. 29 (1999) p. 293-301.

Bierregaard, R. O. Jr., Gascon, C., Lovejoy, T., Mesquita, R. 2001. *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of Fragmented Forest*. New Haven, Connecticut, USA, Yale University Press.

Costa, L. A. 1993. Análise e avaliação do manejo da arborização pública da cidade de Manaus. Dissertação de Mestrado. Universidade do Amazonas. Manaus.

Chiesura, A & Groot, R. de. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics* 44 (2003) 219-231.

Garcia, A. R.. 1981. O arquiteto e a vegetação no estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Arquitetura da Universidade de São Paulo.

Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, W. F.; Merona, J.R. 2001. Deforestation na forest fragmentation in the Amazon. In: R. O Bierregaard, Jr., C. Gascon, T. Lovejoy and R. Mesquita (eds.), *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of Fragmented Forest*. New Haven, Connecticut, USA, Yale University Press.

Gómez, F. Tamarit, N. Jabaloyes. Green zones, bioclimatic studies and human comfort in the future development of urban planning. *Landscape and Urban Planning* 55(2003) 151-161.

Henke-Oliveira, C. 1996. Planejamento ambiental da cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnósticos e propostas. Dissertação de Mestrado. UFScar, SP.

Herrington, L. P. Trees and Acoustics in Urban Areas. *J. FOR*, 72(8): 462- 465, 1974.

Martins, A. L.U. 1998. Quintais urbanos em Manaus: Organização, Espaço e Recursos Vegetais no Bairro Jorge Teixeira. Dissertação de Mestrado. Universidade do Amazonas. Manaus.

Nucci, J. C. Análise sistêmica do ambiente urbano, adensamento e qualidade ambiental. *PUC-SP Cienc. Biol. Ambient.*, SP v.1., Nº.1, pp. 73-88. 1999.

Nikolopoulou, M. & Domoudi, A. Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy and Buildings* 35 (2003) 69-76.

Primack, R.B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina, 328p.

Rebouças, M.A.P. Pressões antrópicas em florestas urbanas: um estudo sócio-ambiental da população circunvizinha à floresta do Campus da Universidade do Amazonas-UA. Dissertação de Mestrado Universidade do Amazonas. 1999.

Reethof, G. & Heisler, G.M. Trees and Forest For Noise Abatement and Visual Screening. U. S. For. Ser. Tech. Rep. NE - 22, 1976. p. 39-48.

Sailor, D. J. Simulations of annual degree day impacts of urban vegetative augmentation. *Atmospheric Environment*. 32 Nº 1. pp. 43-52, 1997.

Souza, N. D. Moradia em áreas inundáveis na Cidade de Manaus: O Igarapé do Quarenta. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas. 1999.

Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: W.F. Laurance and R. O Bierregaard, Jr. (eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 3-28.

Influência das porcentagens de tipos de cobertura vegetal sobre a ocorrência de espécies de mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central

Timo, T. P. C.; Venticinque, E. M.
(tpctimo@hotmail.com, timo@inpa.gov.br)

1. Introdução

A destruição de habitats é considerada a maior causa antropogênica do declínio da biodiversidade e resulta de mudanças em usos da terra associadas ao desenvolvimento econômico, como a construção de linhas de energia, urbanização, colonização de regiões adjacentes a áreas protegidas, e fragmentação florestal (Mcneely et al. 1995). O impacto antropogênico nos habitats tem duas formas principais: conversão de um tipo de habitat em outro e modificação das condições dentro de um tipo de habitat (Meyer & Turner 1992). Paisagens fragmentadas representam esses dois tipos de modificações, pois reúnem a matriz modificada e os frag-

mentos, onde as condições ambientais e bióticas podem ser drasticamente afetadas. São compostas de uma “colcha de retalhos” de habitats com diferentes qualidades para a fauna (Bowers, 1997) e suportam riquezas mais baixas de espécies de mamíferos de médio e grande porte (Ándren, 1999). Dentro destas paisagens, contudo, remanescentes florestais provêm habitats melhores para mamíferos florestais do que habitats largamente modificados, que podem ser impróprios para muitas espécies (Offerman, 1995). Contudo a sobrevivência de certas espécies, incluindo grandes carnívoros e herbívoros, será determinada pela área de floresta remanescente como um todo (Laidlaw, 2000). Alguns herbívoros especialistas de floresta tropical primária podem evitar a matriz de habitats modificados, enquanto outros vão adaptar-se a esta nova paisagem (Laurance e Bierregaard, 1997).

Grandes vertebrados herbívoros têm forte influência na diversidade e estrutura das comunidades de sub-bosque em florestas tropicais, já que além de alimentarem-se de plântulas, também consomem e predam grandes quantidades de sementes (Dirzo e Miranda, 1991). Portanto, o estudo dos efeitos da fragmentação de ecossistemas sobre a comunidade de mamíferos de médio a grande porte, pode ser ferramenta de uso indispensável na tomada de decisões quanto ao tamanho de reservas a serem criadas e as paisagens que as compõem

Neste trabalho, visou-se a investigação da influência da fragmentação florestal sobre a mastofauna terrestre de médio e grande porte na Amazônia central através do levantamento da riqueza, composição e número de registros da comunidade destes mamíferos em fragmentos de floresta, áreas de mata contínua e a matriz intercalar de capoeira e/ou pastagem.

2. Método

A amostragem foi realizada nas áreas gerenciadas pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), a aproximadamente 80 km a norte de Manaus, Amazonas (2° 30' S e 60° O) no Distrito Agropecuário, administrado pela Superintendência da Zona Franca de Manaus (Sufrema). A temperatura média é de 26° C (máxima = 35-39° C, mínima = 19-21° C), com média anual de precipitação de 2200 mm e variação de 1900 a 2500 mm. Há uma estação seca de junho a outubro, com menos de 100 mm de precipitação mensal (Gascon et al. 2001).

Para obter-se pegadas de mamíferos terrestres de médio e grande porte, com qualidade suficiente à identificação no nível genérico, Pardini (com. pess.) sugere a instalação de armadilhas de areia tendo no máximo 5 cm de profundidade e 50 x 50 cm de lado. Para identificar os gêneros de mamíferos que deixaram pegadas nas armadilhas, foi levado a campo o guia de identificação de pegadas escrito por Becker e Dalponte (1991), com o qual puderam ser diferenciados os taxa.

Em cada área amostrada foram instaladas 15 parcelas de areia com 50 x 50 cm de lado, em três linhas de transecção (5 parcelas em cada). As parcelas distaram 100 m uma da outra e as linhas 50 m, entre si e foram agrupadas em 29 blocos nas três fazendas distribuídos entre áreas de mata contínua, fragmento de 100 ha, fragmento de 10 ha, fragmento de 1 ha e capoeira. Não foram utilizadas iscas de nenhum tipo. Afim de não atrair animais de áreas vizinhas e não selecionar os taxa ou grupos funcionais. Em áreas menores, como os fragmentos de 10 ha e 1 ha a distribuição das armadilhas foi alterada em função da menor extensão dos perímetros (300 m de lado para os de 10 ha, e 100 m para os de 1 ha). A área amostrada em cada bloco de parcelas foi de cinco hectares, portanto o total amostrado é de 145 ha distribuídos em três fazendas e três reservas de mata contínua, que totalizam uma superfície de 100 mil ha. As áreas de instalação dos blocos foram colocadas preferencialmente em platôs, contudo não levaram em conta evidências prévias da presença das espécies alvo deste estudo. Neste estudo unidade amostral é um bloco de parcelas visitado por sete ou seis dias, e cada registro é uma pegada ou rastro em uma das

parcelas de areia de um bloco.

A partir de imagens LANDSAT TM 5 e 7 da área foi realizada a classificação da paisagem em floresta, capoeiras e pastagens através do programa IDRISI 32. Com estes dados foi feito o cálculo da porcentagem de componentes da paisagem que circundam cada uma das áreas de amostragem, por meio da criação de áreas de entorno ao redor de cada bloco no programa ArcView 3.2. As áreas de entorno para cada bloco foram de 200 m, 400 m e 600 m. Com estes dados acerca da paisagem foi possível inferir sobre a influência da fragmentação na ocorrência de espécies da comunidade de mamíferos de médio e grande porte. Para todas as espécies presentes em duas ou mais linhas de transecção foram realizadas regressões logísticas (Hosmer & Lemeshow, 1989) no programa SYSTAT 8.0 (SPSS Inc., 1988) testando o efeito das porcentagens de mata e capoeira sobre sua ocorrência em três áreas de entorno (200m, 400m e 600m) a partir de cada linha coletada.

3. Resultados

Foi observado que na área de entorno de 200 m ($g=4.9$, $n=29$, $p=0.08$) *Dasyppus spp* sofre pouca influência da composição da paisagem. Ao passo que tal influência sobre a presença da espécie desaparece nas áreas de entorno de 400 m ($g=3.34$, $n=29$, $p=0.18$) e 600 m ($g=2.91$, $n=29$, $p=0.23$). Para *Priodontes maximus*, na área de entorno de 200 m, houve influência positiva da presença de maior porcentagem de floresta sobre a probabilidade de ocorrência da espécie ($g=7.82$, $n=29$, $p=0.02$). Esta influência diminui na faixa dos 400m ($g=5.45$, $n=29$, $p=0.06$), e aumenta novamente em 600 m ($g=7.82$, $n=29$, $p=0.02$).

A influência das porcentagens de habitat para *Mazama spp.* não foram detectadas na escala de 200 m ($g=3.41$, $n=29$, $p=0.18$), nem de 400 m ($g=4.49$, $n=29$, $p=0.1$). Contudo, parece haver influência da porcentagem de floresta à medida que a escala aumenta, uma vez que esta torna-se perceptível para a área de entorno de 600 m ($g=6.78$, $n=29$, $p=0.03$). Sobre *Pecari tacaju*, a influência das proporções de habitat possui uma tendência em relação ao aumento da área de entorno. Sobre a presença de *P. tacaju* pode-se perceber que há influência da porcentagem de floresta sobre a presença da espécie, em 200 m ($g=7.82$, $n=29$, $p=0.02$), acentuando-se aos 400 m ($g=8.98$, $n=29$, $p=0.01$) e aumentando nos 600 m ($g=12.55$, $n=29$, $p=0.001$). Nenhuma influência significativa das proporções ambientais é detectada sobre a presença de *Tapirus terrestris* para qualquer das distâncias das áreas de entorno, 200 m ($g=2.03$, $n=29$, $p=0.36$), 400 m ($g=0.32$, $n=29$, $p=0.19$) e 600 m ($g=3.25$, $n=29$, $p=0.19$).

No caso de *Dasyppocta spp.*, na distância de 200m, não observa-se influência significativa das porcentagens de habitat ($g=0.60$, $n=29$, $p=0.73$). Uma fraca influência é percebida na área de 400 m ($g=5.03$, $n=29$, $p=0.08$), mas desaparece quando a distância aumenta para 600 m ($g=1.45$, $n=29$, $p=0.48$). Para *Myoprocta acouchi*, aparentemente, não há influência das proporções de floresta e capoeira tanto para as distâncias de 200 m ($g=0.87$, $n=29$, $p=0.64$) e 400 m ($g=2.52$, $n=29$, $p=0.28$), quanto para 600 m ($g=3.05$, $n=29$, $p=0.21$). O mesmo ocorrendo para *Agouti paca*, para 200 m ($g=3.29$, $n=29$, $p=0.19$), 400 m ($g=2.50$, $n=29$, $p=0.28$) e 600 m ($g=3.52$, $n=29$, $p=0.17$).

4. Discussão

Dos Xenarthra detectados, *Dasyppus spp.* não apresentou preferência de habitat, ao passo que *Priodontes maximus* foi encontrado poucas vezes e apenas em áreas de floresta primária. A primeira espécie é bastante generalista em seus hábitos alimentares (Emmons, 1997; Eisenberg & Redford, 2000), alimentam-se de insetos e outros invertebrados, que ocorrem em abundância nos dois tipos de habitat. Contudo, *Priodontes maximus*, é predador de térmitas e formigas, e ocorre em áreas abertas em outros biomas do Brasil (Emmons, 1997; Eisenberg & Redford, 2000). Portanto, supostamente deveria ser encontrado em ambos os habitats (floresta primária e capoeira), fato que não pode ser observado no presente estudo.

Pecari tacaju desloca-se em bandos familiares menores que os de *Tayassu pecari*, contudo possuem hábitos alimentares semelhan-

tes e comem desde sementes e frutos até pequenos vertebrados (Kiltie, 1981; Bodmer, 1991; Fragoso, 1994) e, apesar da alta diversidade alimentar, o que poderia sugerir uma maior utilização de áreas de capoeira, dificilmente são encontrados fora da floresta primária. Estas espécies foram detectadas em quatro blocos, todos em floresta primária e quando rastros fora das parcelas foram encontrados fora das áreas de mata, estes, aparentemente não se afastaram da borda da floresta e logo voltaram a seu interior. Para *Tapirus terrestris*, não foi encontrada relação significativa com as porcentagens de habitat, possivelmente devido ao fato de que tal espécie desloca-se muito à procura de corpos d'água e pode beneficiar-se da grande abundância de frutos e plantas herbáceas e arbustivas nas capoeiras (Salas & Fuller 1996). O mesmo pode ser verdade para *Mazama spp.*, que contudo, teve relação positiva significativa com a porcentagem de floresta primária na escala de 600 m.

No caso dos roedores histricomorfos, aparentemente não há preferência de habitat, no entanto sabemos que *Agouti paca* ocorre principalmente nas proximidades de igarapés (obs. pess.), uma vez que estes animais têm preferência por habitar áreas próximas a corpos d'água (Emmons, 1997; Eisenberg & Redford, 2000). Tanto *Dasyprocta* quanto *Myoprocta* ocorreram em habitats de floresta e capoeira, em proporções sem diferença significativa. Estes roedores devem encontrar alimento em habitats primários e de crescimento secundário, uma vez que sementes e frutos são bastante abundantes também em capoeiras.

(Fontes Financiadoras: CNPq e PDBFF)

5. Referências Bibliográficas:

- Ándren H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71 (3): 355-366.
- Becker M and Dalponte JC (1991) Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros - um guia de campo. Brasília.
- Bodmer RE (1991) Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23 (3): 255-261.
- Bowers MA and Matter SF (1997) Landscape ecology of mammals: relationships between density and patchy size. *Journal of Mammalogy* 78 (4): 999-1013.
- Dirzo R and Miranda A (1991) Altered Patterns of Herbivory and Diversity in the Forest Understory: A Case Study of the Possible Consequences of Contemporary Defaunation. *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. Price PW, Lewinsohn TM, Fernandes GW and Benson WW. John Wiley & Sons, Inc.
- Emmons LH (1997) Neotropical rainforest mammals. A field guide. The University of Chicago Press. Chicago.
- Gascon C, Jr ROB, Laurance WF and Mérona R-d (2001) Deforestation and Forest Fragmentation in the Amazon. 22-30. *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Jr ROB, Gascon C, Lovejoy TE and Mesquita R. Yale University Press. New Haven, Connecticut, USA.
- Hosmer DW, Lemeshow S and Klar J (1988) Goodness-of-fit testing for the logistic-regression when the estimated probabilities are small. *Biometrical Journal* 30 (8): 911-924.
- Kiltie RA (1981) Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tacaju* and *Tayassu pecari*). *Biotropica* 13 234-236.
- Laidlaw Rk (2000) Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14 (6): 1639-1648.
- Macneely JA, Gadgil M, Levêque C, Padoch C and Redford K (1995) Human influences on biodiversity. *Global diversity assesment*. Hegwood VH and Watson RT. Cambridge University Press.
- Meyer WB and Turner BL (1992) Human population growth and global land-use/ cover change. *Annual Review of Ecology and*

Systematics 23 39-61.

Offerman HL, Dale VH, Pearson SM, Bierregaard RO and O'Neill RV (1995) Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3 191-211.

Salas LA, Fuller TK (1996) Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Tabaro River Valley, southern Venezuela. *Canadian Journal of Zoology - Revue Canadienne de Zoologie* 74 (8): 1444-1451.

Padrões fenológicos de treze espécies pioneiras da Amazônia Central

Tôny Vizcarra Bentos¹, Rita C. G. Mesquita²

¹Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – ²Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Vizcarra@inpa.gov.br; rita@inpa.gov.br

1. Introdução

Atualmente na Amazônia existe uma grande quantidade de terras abandonadas, normalmente cobertas por vegetação secundária. Mais de 30% de matas tropicais são compostas de florestas em regeneração (Brown & Lugo, 1992) e muitas regiões possuem uma porcentagem maior de cobertura florestal secundária que de cobertura florestal primária.

Estas áreas ainda permanecem pouco entendidas, apesar de desempenharem um importante papel na redução do CO₂, recuperação do solo e como uma fonte alternativa de renda (madeira, celulose, frutas, ornamentais e etc.). Neste contexto, o estudo deste tipo de vegetação deve estar fundamentado em informações biológicas como estudos de fenologia, biologia floral e reprodutiva das espécies, biologia de sementes e regeneração (Bawa & Krugman, 1993).

Apesar da sua grande importância, estudos de fenologia, no Brasil, são raros e fragmentados principalmente em áreas de vegetação secundárias e tratam principalmente da fenologia de espécies arbóreas isoladas (Morellato & Leitão Filho, 1990). Além disso, é comum encontrarmos em áreas tropicais variações sazonais supra- anuais que demandam acompanhamento de longo prazo para possibilitar a detecção de padrões fenológicos para as espécies estudadas. Mesmo espécies comuns e com eventos reprodutivos anuais, como as pioneiras que dominam as áreas de vegetação secundária são pouco conhecidas.

A medida em que o desmatamento avança os remanescentes de vegetação nativa aumentam de importância, principalmente por seu papel na conservação e nos serviços ambientais. Entender o processo reprodutivo e da regeneração natural torna-se fundamental para o uso sustentável e manejo destas áreas. Estudos de fenologia serão importantes para conduzir o processo de regeneração, mas também para entender o papel das espécies vegetais na manutenção das comunidades animais, principalmente porque as folhas, flores e frutos são fonte importante de alimentação destes.

Visto isso, o presente estudo visou determinar os padrões fenológicos reprodutivos e vegetativos para treze espécies pioneiras da floresta tropical úmida da Amazônia Central. Além disso, para entender alguns dos fatores que podem influenciar a reprodução, relacionou-se os índices de iluminação de copa e amplitude de diâmetro com a reprodução das espécies estudadas.

2. Métodos

O estudo foi realizado nas áreas que são parte do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, situado na região do distrito Agropecuário da SUFRAMA, a 80 Km ao norte de Manaus, Amazonas; a área selecionada compreende vegetação secundária de diferentes idades e históricos de uso, variando de 10 a 20 anos de idade, e com dossel dominado por espécies dos gêneros *Vismia* e *Cecropia*.

O clima da região é tropical úmido com precipitação alta durante os meses de janeiro a maio (média de 321.69 mm/mês) e

mais baixa durante junho a dezembro (média de 120.60 mm/mês).

Observações fenológicas vem sendo realizadas mensalmente desde junho de 2002 em 390 indivíduos pertencentes a 13 espécies pioneiras (30 indivíduos/espécie). As espécies selecionadas foram as mais abundantes e que freqüentemente são encontradas nas capoeiras. As espécies estudadas pertencem as seguintes famílias: *Cecropiaceae* (*Cecropia sciadophylla* e *Cecropia purpurascens*), *Clusiaceae* (*Vismia cayennensis* e *Vismia japurensis*), *Melastomataceae* (*Bellucia imperialis*, *Bellucia grossularioides* e *Miconia spp.*), *Malphigiaceae* (*Byrsonima chrysophylla*), *Annonaceae* (*Guatteria olivacea*), *Euphorbiaceae* (*Croton lanjouensis*), *Flacourtiaceae* (*Laetia procera*), *Celastraceae* (*Goupia glabra*) e *Rubiaceae* (*Isertia hypoleuca*).

As fenofases estudadas são floração (botões florais e flores propriamente dita), frutificação (frutos verdes e frutos maduros) e produção de folhas novas. Para categorizar as fenofases floração e frutificação utilizou-se duas categorias: categoria 1 (pouco) geralmente para o início e final de produção; categoria 2 (muito) para o pico da atividade; para folhas novas foram observadas presença e ausência.

Para determinar a quantidade de luz que chega na copa de cada planta, utilizou-se o índice de iluminação de copa (modificado por Clark & Clark, 1992), que fornece uma medida relativa da quantidade de luz que chega até a copa de cada indivíduo. O índice possui 4 valores que variam conforme o grau de sombreamento da copa: índice 1 (copa totalmente sombreada), índice 2 (Copa recebendo apenas luz lateral), índice 3 (Copa recebendo luz somente na parte superior) e índice 4 (copa totalmente exposta à luz).

Para determinar o efeito do diâmetro das plantas sobre a reprodução amostrou-se indivíduos com uma variação de diâmetros, sendo o valor mínimo de 5 cm DAP.

3. Resultados

Nenhuma espécie, dentre as treze estudadas, perdeu todas as folhas em nenhum momento deste estudo, sendo portanto consideradas como perenifólias. Apesar disso, a produção de folhas novas foi uma atividade constante, presente em 46% (n=6) das espécies durante o ano todo, e em épocas estacionais, principalmente a época mais seca do ano, para as outras 7 espécies.

Durante o período de estudo todas as espécies floresceram, sendo que 7 espécies floresceram durante o ano todo e as outras espécies mostraram uma floração estacional. O número de espécies em flor aumentou a partir de janeiro, no período mais chuvoso, com o pico em janeiro/fevereiro. Analisando-se a produção de botões, esta acompanhou a curva de floração.

Todas as espécies frutificaram durante o período de estudo, sendo que 7 espécies frutificaram ao longo do ano todo. Em geral, tanto no caso de floração, como no caso de frutificação, espécies que produzem o ano todo, o fazem em pequenas quantidades. O maior número de espécies em frutificação (10 a 11) ocorreu entre os meses de janeiro a abril, coincidindo com o período mais chuvoso. O número mínimo de espécies com frutos (4 a 6) ocorreu entre os meses de agosto a outubro. A curva de produção de frutos verdes acompanhou a de frutos maduros.

Espécies afins dos gêneros *Vismia*, *Cecropia* e *Bellucia* mostraram comportamentos diferentes quanto ao pico da atividade reprodutiva. Assim, *V. japurensis* teve seu pico de reprodução entre novembro e janeiro, enquanto *V. cayennensis* teve seu pico reprodutivo entre junho e setembro, claramente deslocado da espécie afim. De modo semelhante, *Cecropia sciadophylla* teve seu pico reprodutivo entre setembro e janeiro, e *C. purpurascens* apenas em setembro. Estas duas espécies apresentaram uma reprodução mais prolongada ao longo do ano, quando comparadas com as espécies de *Vismia*. O mesmo foi observado para *Bellucia*, com picos distintos para *B. grossularioides* (entre fevereiro e maio) e *B. imperialis* com um pico anual entre março e setembro.

Quanto menor o valor do índice de iluminação de copas, maior o grau de sombreamento. Assim, valores entre 1 e 2, indicam copas mais sombreadas, e entre 3 e 4, maior grau de iluminação.

Os indivíduos reprodutivos mostraram médias de índice de luz entre 2.7 a 3.7, e os indivíduos não reprodutivos mostraram médias entre 0 e 2.3. Isso indica que a disponibilidade de luz nas copas é fator importante para a reprodução entre quase todas as espécies. Só uma espécie (*Vismia japurensis*) mostrou índices baixos tanto para indivíduos reprodutivos como para não reprodutivos (2.1 e 1 respectivamente).

O diâmetro mínimo investigado neste estudo foi de 5 cm, mas para muitas espécies este valor variou entre 5.2 e 11.5, enquanto o diâmetro máximo variou entre 17.2 e 33. Até um certo ponto isso pode ser um reflexo das idades das capoeiras. Todas as espécies apresentaram indivíduos reprodutivos acima de 15 cm DAP, 6 espécies entre 15 e 11 cm DAP, e 7 espécies reproduziram com menos de 11 cm DAP.

4. Conclusões

Das 13 espécies estudadas, 7 espécies (*V. cayennensis*, *G. olivacea*, *C. sciadophylla*, *B. imperialis*, *B. grossularioides*, *I. hypoleuca* e *C. purpurascens*) reproduziram ao longo do ano todo, mostrando o pico da atividade reprodutiva durante a época seca (junho a setembro), e 6 espécies (*M. spp.*, *B. chrysophylla*, *V. japurensis*, *C. lanjouensis*, *I. procera* e *G. glabra*) reproduziram durante a época chuvosa (janeiro e maio), apresentando intervalos improdutivos de 3 a 7 meses.

Na floresta secundária da Amazônia central, espécies pioneiras mostraram disponibilidade de recurso durante o ano todo a nível de comunidade, mas não a nível de espécies.

Os resultados do índice de iluminação de copa, apontam uma relação direta entre a reprodução das espécies e a quantidade de luz que chega à copa, pois indivíduos que receberam os maiores valores de índice de iluminação de copa apresentaram atividade reprodutiva, e indivíduos que estavam mais sombreados não reproduziram.

Em geral, é considerada uma característica típica de pioneiras iniciar sua reprodução ainda jovem, e reproduzir abundantemente (Whitmore, 1988). Os resultados da relação entre diâmetro e reprodução neste estudo parecem conflitar com estas conclusões. Para sete espécies (*L. procera*, *M. spp.*, *B. chrysophylla*, *C. lanjouensis*, *G. olivacea*, *G. glabra* e *B. imperialis*) apenas indivíduos maiores reproduziram, o que nos leva a questionar sua classificação como pioneiras típicas. Sob este ponto de vista *V. cayennensis*, *V. japurensis*, *C. sciadophylla*, *C. purpurascens*, *B. grossularioides*, e *I. hypoleuca* parecem ser pioneiras clássicas, já que mesmo os indivíduos menores reproduziram, e o fizeram de forma contínua ao longo do ano.

Espécies afins do gênero *Vismia*, *Cecropia* e *Bellucia* mostraram comportamentos diferentes quanto ao pico da atividade reprodutiva, o que pode ser consequência de competição por polinizadores e dispersores de sementes semelhantes. Este tipo de comportamento fenológico já foi registrado em outras áreas de floresta tropical (Howe & Smallwood, 1982; Snow, 1981), mas resultados mais conclusivos para nossa área de estudo deveriam monitorar a visitação por animais, e comparar entre espécies.

5. Bibliografia

- Clark, D.A.; Clark, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62(3): 315 – 344.
- Brown, S and A.E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17:8-18.
- Bawa, K.S. & Krugman, S.L. 1993. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In: Bawa, K.S. & Hadley, M. *Reproductive ecology of tropical plants*. MAB series, 7: 3-13.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13: 201-228.
- Morellato, L.P.C. & Leitão Filho, H.L. 1990. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta mesófila na Serra do Japi, Jundiá,

SP. Revista Brasileira de Biologia, 50: 163-173.

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

Whitmore, T. C. 1988. The influence of tree population dynamics on forest species composition. 277-292, in Davy, A. J., Hutchings, M. J. & Watkinson, A. R. (eds). *Plant population ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Construindo um Plano de Manejo de Caça em área de Assentamento Rural, Mâncio Lima, Acre, Amazônia Brasileira.

Vângela Maria Lima do Nascimento^a & José Manuel Vieira Fragoso^b
^a Grupo de Pesquisa e Extensão em Sistemas Agroflorestais do Acre - PESACRE (vangela@pesacre.org.br) ^b State University of New York - SUNY

1. Introdução

O Projeto de Desenvolvimento Sustentável - PDS São Salvador possui uma área de 27.830 ha com uma população aproximada de 600 habitantes. Está localizado no Estado do Acre, município de Mâncio Lima, as margens do Rio Moa, tendo como limites o Parque Nacional da Serra do Divisor (PNSD), e as Terras Indígenas Poyanawa e Nukini. O PDS constitui-se em uma proposta diferenciada e pioneira para criação de assentamentos rurais sustentáveis na Amazônia Ocidental como alternativa ao modelo tradicional de implantação de assentamentos na região e, por sua localização estratégica, dar subsídios para elaboração de políticas públicas para entorno de áreas protegidas, levando em consideração o uso sustentável da terra e dos recursos naturais.

Ao analisar os resultados de um diagnóstico sócio econômico e ecológico (Câmara, 2002), a comunidade do PDS São Salvador, deparou-se com uma situação de evolução da escassez de sua caça (Fragoso *et al.*, 2000). Essa escassez estava relacionada com o uso do cachorro para caça, desmatamento (seja para a agricultura ou para criação de gado), retirada de madeira para venda e a comercialização da carne de caça, tanto pelos moradores quanto por caçadores da cidade (invasores). Estas práticas por parte da comunidade eram executadas por falta de uma "consciência" de uso sustentável dos recursos e pela falta de opções de geração de renda.

Atendendo a solicitação da comunidade este trabalho foi desenvolvido buscando aprofundar informações sobre o status das populações faunísticas na área do assentamento e seu entorno além de subsidiar a elaboração do plano de manejo de caça. Na sua elaboração teve como princípios norteadores o envolvimento da comunidade em todas as fases do projeto – *Processo participativo*, respeito aos costumes das populações tradicionais e seu uso dos recursos naturais, respeito aos diferentes grupos de interesse – *Enfoque em gênero*, multidisciplinaridade, fortalecimento de parcerias e a troca dos conhecimentos tradicionais e científicos.

2. Métodos

Este trabalho foi desenvolvido no período de novembro de 2000 a março de 2002, a partir da junção de basicamente duas metodologias: a Pesa (Garrafiel *et al.*, 1999), uma metodologia de pesquisa e extensão participativa junto à comunidade e o uso de transectos para o monitoramento através de transectos de rastreamento de vestígios dos animais dentro da floresta (Fragoso, *com. pes*). No primeiro enfoque metodológico procurou-se estabelecer uma relação de confiança com a comunidade envolvendo todos os membros das famílias em conversas e/ou reuniões. Nestes momentos materiais didáticos como livros com figuras de pessoas trabalhando de forma diferente e fotos coloridas foram utilizados. Visitas de intercâmbio para os produtores (as) visando à ampliação das referências sobre o uso sustentável da fauna silvestre também foi uma estratégia aplicada. No início do trabalho fez-se a unificação dos acordos de uso sustentável dos recursos naturais que estavam sendo criados desde 1999 pela

comunidade, com a facilitação do PESACRE, na tentativa de melhorar a prática de uso caça e frear as invasões. Estes acordos fazem parte do Plano de Uso dos Recursos Naturais do Assentamento (PU), que foi escrito e ilustrado pela própria comunidade do Assentamento (PDS São Salvador, no prelo). Durante todas as visitas eram perguntados às comunidades sobre a implementação dos acordos do Plano de Uso, quais os problemas e de que forma e equipe técnica poderia contribuir.

Para o rastreamento foi montada uma equipe de quatro pessoas, composta por uma bióloga responsável e três membros da comunidade, sendo dois caçadores especialistas em rastros e uma auxiliar de anotações. Um curso sobre o processo metodológico e o manuseio de GPS, bússola e preenchimento das fichas de anotações foi realizado para a equipe. Oito transectos de 4 km de comprimento por 1 metro de raio foram distribuídos, levando em consideração o conceito de fonte e vazão (fonte: áreas onde geralmente é esperado maior abundância de animais por não haver pressão de caça ou pela pressão ser bem pequena; vazão: áreas mais próximas às populações humanas e conseqüentemente existe um nível maior de pressão de caça), sendo 6 transectos distribuídos no PDS e 2 no PNSD onde foram percorridos oito vezes cada. Os transectos foram distribuídos paritariamente entre as distâncias de 5 e 10 km (área 1 entre 5 e 10; área 2 > 10 km). Ao completar 6 meses de monitoramento fez-se uma reunião em cada uma das dez comunidades como forma de restituição dos resultados (ainda preliminares), esta foi à maneira utilizada para sensibilizar e motivar a comunidade fortalecendo a implementação dos acordos de caça.

3. Discussão e Resultados

O envolvimento comunitário em todas as fases deste trabalho foi fundamental para que não houvesse grandes conflitos no decorrer do projeto e, mais que isso, acabou garantindo a implementação das regras (são mais de 25 só para caça) do Plano de Uso criadas pela própria comunidade enfocando, principalmente, o uso de cachorro para caça, a comercialização e a caçada de animais em extinção. Interessante também foi à inclusão da perspectiva de gênero no trabalho. Observa-se que seus maridos estão sendo incentivados por elas a ampliarem os esforços na criação de pequenos animais (galinhas, patos e porcos) como alternativa na obtenção de proteína animal e, também, como uma forma de reduzir sua ausência na rotina da família e riscos da atividade. Para confirmar a importância da inclusão de gênero na elaboração do plano de manejo, será extremamente interessante obter dados quantitativos que comprovassem esta informação.

Durante o rastreamento levantou-se informações sobre 47 espécies entre mamíferos, répteis e aves. Os resultados dos transectos demonstram haver dinâmica de fonte e vazão para porquinho (*Tayasu tajacu*) e cutia (*Dasyprocta fuliginosa*) dentro da área do São Salvador, mas para a maior parte das espécies não foi encontrada esta dinâmica dentro da área. Focando somente os dados dos transectos temos a demonstração de: 1 – Os moradores do assentamento não promovem impacto na área 1 e nem na área 2; 2 – Ou tem o mesmo impacto em toda área, pois a pressão parece ser a mesma na área como um todo. O fundamento para esta afirmação encontra-se ao comparar estudo realizado na reserva dos índios Xavantes (Fragoso *et al.*, 2000) onde os valores para anta (*Tapirus terrestris*) e queixadas (*Tayasu pecari*) eram muito maiores existindo a dinâmica de fonte e vazão. Também se observa que os valores da área próxima às aldeias dos Xavantes é maior que a as duas situações, perto e longe, do São Salvador reforçando que o assentamento é uma área de vazão. Contudo a área longe dos Xavantes tem mais ou menos a mesma distância (aproximadamente 45 Km) que os moradores do São Salvador afirmam percorrerem na busca dos animais que já não existem no assentamento. Todas estas informações demonstram que existe uma dinâmica de fonte e vazão para a região como um todo (São Salvador e entorno), mas para as espécies de vertebrados de grande porte ou de baixa reprodução como

a anta, macaco preto (*Ateles chamek*), mutum (*Crax mitu*) e cujubim (*Pipile pipile*), esta pode ocorrer em uma grande escala (entre 40 e 60 km), reforçando a indicação de que a área do São Salvador é uma vazão, conforme demonstram os primeiros estudos realizados em 1999 (Fragoso et al., 2002).

Segundo informações obtidas junto aos moradores pode-se demonstrar também que a diversidade de espécies caçadas é muito alta (76 espécies entre mamíferos, répteis e aves), além das espécies menores e menos conhecidas, pois os moradores afirmam que são muitas além destas, quando comparada com outros trabalhos realizados no Estado como, por exemplo, as 33 espécies caçadas na Floresta Estadual do Antimari (Calouro, 1995). O esforço dos moradores na busca pelos animais no São Salvador também parece ser muito alto. Tem-se a impressão de que eles exploram este recurso até acabar, mudando em seguida de área. As distâncias e o tempo necessários para as caçadas são cada vez maiores. Já está se tornando comum, caçadas de até dez dias e, se não encontram, podem permanecer mais tempo até encontrar os animais. Já os índios Xavantes ao perceberem que já está difícil para encontrar os animais não insistem tanto.

A dependência dos moradores do São Salvador em relação aos animais silvestres também parece ser muito alta considerando a quantidade de animais indicados que foram caçados por eles em 2001. Como já existe uma superexploração fica claro que não será mais possível continuar utilizando este recurso tão intensivamente. O levantamento de consumo foi feito somente uma vez no período de um ano o que não dá dados reais de consumo. Mesmo com a imprecisão, já se tem um forte indicativo de que é um número muito alto de animais caçados, principalmente para espécies que já se encontram praticamente extintas localmente como anta e queixada.

Os métodos de caçada, utilizados pelos os moradores do São Salvador ainda são métodos bastante predatórios, o que tem contribuído muito com a atual situação de escassez. Um exemplo se refere a espécies como queixadas, que ao surgirem próximos às comunidades chegam a abaterem 30 indivíduos de um grupo de 100.

Pelo que se conhece esta é a primeira iniciativa dentro de assentamentos rurais criados pelo INCRA que está desenvolvendo um plano de manejo desta forma para os recursos naturais, incluindo a caça, e espera-se que este trabalho possa ser aproveitado como referência para os outros assentamentos da Amazônia Ocidental.

4. Conclusões

Este estudo serviu como aprofundamento das informações levantadas no diagnóstico realizado em 1999, que demonstrou uma super exploração de caça dentro da área do Projeto de Desenvolvimento Sustentável São Salvador. Através deste estudo foi confirmado que os animais silvestres ainda continuam sendo excessivamente caçados, reforçando a necessidade de realizar o manejo da caça no assentamento o quanto antes, como também manter o status de conservação das áreas de entorno do PDS São Salvador (Parque Nacional e Terras Indígenas) continuam sendo essenciais para a ocorrência da caça dentro do São Salvador.

Percebe-se uma pequena melhora na disponibilidade de caça comparando a situação inicial com a situação atual e por isso reforça-se a necessidade de continuar com o processo de implementação das considerações feitas por este trabalho. A elaboração e implementação do Plano de Uso da caça (regras) constituíram-se em um dos grandes sucessos do projeto, pois ficou proibido a entrada de caçadores de fora e as caçadas com cachorro praticamente já não existem mais. Para ter certeza de que a situação em relação à caça e o status das populações faunísticas continuem melhorando é necessário repetir o monitoramento daqui a dois anos, e este poderá ser feito pelos próprios moradores.

5. Referências Bibliográficas

Câmara, E.L. (2002). *Diagnóstico Sócio-Econômico e Ecológico/*

PESACRE. Série Assentamento São Salvador, PESACRE, Rio Branco, vol 1, 52 p.

Calouro A.M. (1995). *Caça de subsistência: sustentabilidade e padrões de uso entre seringueiros ribeirinhos e não-ribeirinhos do estado do Acre*. MS tese, Univ. de Brasília, Brasil.

Fragoso J.M.V., Silvius K.M. & Prada M. (2000). *Manejo de Fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes, MT, Cultura Indígena e Método Científico Integrados para a Conservação*. World Wildlife Fund (WWF), Brasil, vol 4, 68p.

Fragoso J.M.V., Santos, C. & Nascimento, V.M.L. do (2002). *A Fauna Silvestre e as Práticas de Caça*. Série Assentamento São Salvador, PESACRE, Rio Branco, vol 3, 62 p.

Garrafiel, D.R.; Nobre, F.R.C.; Dain, J. (1999). *Manual da Metodologia PESA, uma abordagem participativa*. Rio Branco, Acre, Brasil, PESACRE, 33 p.

Projeto de Desenvolvimento Sustentável São Salvador (no prelo). *Plano de Uso Sustentável dos Recursos Naturais*. Série Assentamento São Salvador, PESACRE, Rio Branco.

Aspecto do comportamento reprodutivo de uma nova espécie de *Colostethus* (Anura: Dendrobatidea) com desenvolvimento direto do girino no ninho.

Vânia Marília L. Guida, Patrick Colombo, Albertina P. Lima e Claudia Keller

Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA), Coordenação de Pesquisa em Ecologia. AV Efigênio Sales, 3922. Manaus/AM. 69060-020 (vguida@bol.com.br).

1-Introdução

O gênero *Colostethus* é constituído por um grupo de espécies de ampla distribuição. Na Amazônia central existem dados sobre o comportamento reprodutivo de somente três espécies de *Colostethus* (Juncá, 1998; Lima et al., 2002). Desenvolvimento direto no ninho é conhecido, atualmente, para *Colostethus stepheni* (Juncá et al., 1994), *Colostethus chalcopis* (Kaiser et al., 1994) *Colostethus nidicola* ao sul do rio Amazonas (Caldwell e Lima, 2003). Informações básicas sobre o comportamento reprodutivo são conhecidos somente para *C. stepheni* (Juncá, 1996 e 1998). Este estudo determinou o padrão anual e diário da atividade reprodutiva, o comportamento territorial, da corte de acasalamento e do cuidado parental de *Colostethus nidicola*.

2-Métodos

Área de Estudo - O trabalho foi realizado no município do Castanho (AM), no ramal do km 12 da estrada de Autazes, em uma floresta tropical de terra firme. Desenho amostral - Devido à distribuição dispersa de machos reprodutores o estudo foi realizado em três áreas, cada uma de 600 m², com de aproximadamente 25 m de distância entre elas, marcadas por um sistema de grades em seções 10x10 m. Coleta de dados - Indivíduos de *C. nidicola* foram capturados, medidos (comprimento rostro-urostilo) e marcados através do corte da falange apical (marca permanente e individualizada). O tamanho do território de cada indivíduo marcado foi estimado através de localizações repetidas dos indivíduos marcados em um período de três meses, durante o período reprodutivo da espécie em 2002, através do método do mínimo polígono convexo (Kenward e Hodder 1995). O período reprodutivo ao longo do ano foi estimado pelo número máximo de machos coaxando dentro das áreas em cada mês. A atividade diária de canto foi registrada em intervalos de uma hora de 5:30 da manhã até 18:30 uma vez por semana de fevereiro a abril. Machos e fêmeas marcados foram observados para descrever o comportamento de defesa de território, corte de acasalamento, cuidado parental e número de oviposições. As desovas foram monitoradas desde a postura até a metamorfose, para se conhecer o tempo de desenvolvimento dos girinos.

3-Resultado e discussão

Foram capturados 35 machos e 15 fêmeas de *C. nidicola*. O comprimento rostro-uróstico dos machos foi, em média, de $19,3 \pm 0,4$ mm (min. 17,6 – máx. 20,2), enquanto que o das fêmeas foi de $19,8 \pm 0,7$ mm (min. 18,6 – máx. 21,4). O tamanho de machos e fêmeas foi significativamente diferente (Anova: $F_{(1,42)} 9,31$; $P=0,004$). A distribuição de machos nas áreas não foi homogênea, pois formaram pequenos agregados. Vários machos deslocaram-se entre seções dentro da mesma área ou mesmo entre áreas. O tamanho médio de território dos machos foi de $35,1 \text{ m}^2$ (min. 1,0 – máx. 85,2; $N=8$). As fêmeas também ocupavam áreas que podiam se sobrepor ao território de um ou mais machos, e tiveram um tamanho médio de $17,1 \text{ m}^2$ (mín. 3,3 – max. 29,5; $N=4$). Os primeiros machos começaram a cantar dentro das áreas no início de dezembro, após o aumento das taxas mensais de precipitação, aumentando a atividade no fim de dezembro e em fevereiro e diminuindo novamente a partir de março. Os machos começavam a cantar entre 5:40 e 5:55, parando aproximadamente às 8:30, para tornar a cantar por volta das 15:30 e parando entre 17:30 e 19:00. Observou-se o seguinte padrão de cortejo e acasalamento ($N=23$): o primeiro encontro do casal ocorria à tarde, entre 16:00 e 17:00, na área em que o macho estava vocalizando. Este primeiro contato durava de 19 a 127 min, durante o qual a fêmea era cortejada. O cortejo cessava depois que a fêmea se escondia debaixo de uma folha. Na manhã seguinte, assim que o macho começava a vocalizar, a fêmea saía do seu esconderijo e seguia o macho em um “passeio” que, em três casos, estendeu-se por fora da área do macho. Durante o deslocamento o macho entrava debaixo de algumas folhas (folhas secas que estavam sobrepostas, formando uma câmara), seguido pela fêmea. Uma vez dentro do ninho escolhido, o macho subia em cima da fêmea, passando os membros anteriores por volta de sua cabeça (amplexo cefálico). O macho emitia sons dentro do ninho, em uma versão baixa do canto usado para atrair a fêmea. O macho deixava o ninho de 14 a 55 min depois de ter entrado e a fêmea 56 a 89 min depois. O tamanho de desova variou de 3 a 6 ovos (média= $4,0 \pm 0,8$; $N=19$). O tempo de desenvolvimento da oviposição até a metamorfose dos girinos variou de 30 a 36 dias (média= 33; $N=3$). Em diversas espécies de dendrobatídeos, que exibem seqüências comportamentais complexas e prolongadas durante a cortejo, o território tem sido explicado como uma área de acesso às fêmeas, onde o macho residente poderia cortejá-las sem a interferência de outro macho (Wells, 1997b, Roithmair, 1992). Em *C. stepheni* somente o macho (Juncá 1998) é territorial. Os machos de *C. nidicola* deslocam-se com freqüência entre áreas, o que não foi observado em *C. stepheni*.

Assim como *C. stepheni*, *C. nidicola* também formou agregamentos, podendo, assim, maximizar a atração de fêmeas (Roithmair, 1992), e os territórios de machos e fêmeas se sobrepueram.

C. nidicola parece escolher o ninho durante o “passeio” de corte enquanto *C. stepheni* leva a fêmea diretamente para um ninho previamente selecionado. Como *C. stepheni*, *C. nidicola* também emitiu sons dentro do ninho, uma versão baixa do canto de atração de fêmeas.

C. stepheni realiza dois amplexos, enquanto *C. nidicola* realiza apenas um. O tamanho da desova, tempo de desenvolvimento dos ovos e a forma do ninho de *C. nidicola* são semelhantes aos de *C. stepheni*.

A atividade diária de canto de *C. nidicola* é bimodal, semelhante à de *C. stepheni*. Os machos de *C. nidicola* iniciaram a atividade de canto em dezembro, coincidindo com a época chuvosa, o que também ocorre com *C. stepheni*. A atividade reprodutiva em conjunção com a estação chuvosa ocorre também em outros dendrobatídeos.

4- Conclusão

Os dados indicam que tanto os machos como as fêmeas de *C. nidicola* podem ser territoriais enquanto em *C. stepheni* somente o macho (Juncá 1998) é territorial. Os machos de *C. nidicola* deslo-

cam-se por distâncias maiores durante a temporada reprodutiva que as observadas em *C. stepheni*. *C. nidicola* parece escolher o ninho durante o passeio de corte, enquanto *C. stepheni* leva a fêmea diretamente para um ninho previamente selecionado. O tamanho de desova e a forma do ninho de *C. nidicola* são semelhantes aos de *C. stepheni*. Os machos de *C. nidicola* iniciaram a atividade de canto em dezembro, coincidindo com a época chuvosa, o que também ocorre com *C. stepheni*. A atividade diária de canto de *C. nidicola* é bimodal, semelhante à de *C. stepheni*.

5- Referências Bibliográficas

- Caldwell, J. e Lima, A.P.; *Herpetologica*, 59:219-234, (2003)
- Juncá, F. A. ; Altig, R. ; Gascon, C. 1994. Breeding biology of *Colostethus stepheni*, a dendrobatid frog with a nontransported nidicolus tadpole. *Copeia* 1994:747-750.
- Juncá, F. A. 1998. Reproductive biology of *Colostethus stepheni* and *Colostethus marchesianus* (Dendrobatidae), with the description on a new anuran mating behavior. *Herpetologica*, 54: 377-387.
- Kaiser, H. ; Coloma, L. A ; Gray, H. M. 1994. A new species of *Colostethus* (Anura: Dendrobatidae) from Martinique, French Antilles.
- Kenward, R.; Hodder, K. H. 1995. An analysis system for biological locaton data. *Us Nat. Biol. Serr*; 65.
- Lima, A.P., G. M. Biavati and J. P. Caldwell. Territorial and reproductive behaviour of *Colostethus caeruleodactylus* (Anura: Dendrobatidae). *Copeia*, 2002: 44-51, (2002).
- Roithmair, M. E. 1992. Territoriality and mating success in the dart - poison frog, *Epipedobates femoralis* (Dendrobatidae, Anura). *Ethology*, 92:331-343.
- Wells, K. D. 1978. Courtship and parental behavior of Panamanian poison-arrow frog (*Dendrobates Auratus*). *Herpetologica* 34:148-155. (Apoio Financeiro: INPA e CNPq)

Influência da cobertura vegetal nos teores de nutrientes da solução do solo na região de Manaus

Vania Neuf, João Ferraz^b, Alex Krusche^c, Sávio Ferreira^d

^aPPGI - Ecologia de Agroecossistemas CENA/ESALQ - USP, Piracicaba, SP e-mail: (vneu@esalq.usp.br)

^bCoordenação de Pesquisas em Silvicultura Tropical/CPST, INPA, Manaus, AM

^cCentro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, Piracicaba, SP

^dCoordenação de Pesquisas em Geociências/CPGC, INPA, Manaus, AM.

1. Introdução

As alterações na cobertura dos ecossistemas florestais da Amazônia têm sido constantes nos últimos anos, levando à formação de áreas degradadas. Tais áreas caracterizam-se tanto por uma redução da biodiversidade, como por uma redução da qualidade e fertilidade dos solos (Jordan, 1987), especialmente no que diz respeito aos teores de matéria orgânica e nutrientes (Jordan, 1985; Buschbacher, 1987). O presente estudo objetiva avaliar o estado nutricional e influência da cobertura vegetal nos teores de nutrientes na solução do solo em áreas degradadas; reflorestamentos sobre áreas antes degradadas, florestas secundária e primária.

2. Métodos

Os experimentos estão sendo realizados ao norte de Manaus, no Município de Pres. Figueiredo, às margens da Rodovia BR-174, no km 108 (Fazenda Santa Cláudia), e no km 120 (Serraria), na Estação de Manejo Florestal ZF-2 do INPA, cerca de 50 km ao norte de Manaus, e na área da Cooperativa Agrícola Mista Efigênio de Sales (CAMES) Rodovia AM-010, km 41. No município de Presidente Figueiredo as duas áreas estão sob platô, uma área degradada (DD) e uma floresta primária (FP). O estudo na Estação Experimental ZF-2 compreende uma floresta primária num transecto leste-oeste sob platô, encosta e baixio. Sob platô encontramos na

CAMES uma floresta secundária (FS) de aproximadamente 20 anos, após uso agrícola e abandono, uma área degradada e uma área reflorestada (DR) com *Swetenia macrophylla* (Mogno) plantadas em abril 2000 com espaçamento de 3 X 3 m e uma área degradada (DD) após uso agrícola e abandono, com vegetação secundária rasteira e capoeira.

O clima é do tipo "Af" (Köppen, 1948), com precipitação anual média de 2500 mm (1988 – 1998). A temperatura média anual é de 25° C (Jayoro, 1998). Os solos mais frequentes na Amazônia Central pertencem à classe dos Latossolos, (EMBRAPA, 1999), apresentam baixos valores de pH, e baixa capacidade de troca catiônica, são bem drenados, profundamente desenvolvidos, com rica biodiversidade (Brinkmann, 1983).

Para coletas de solução do solo foram instaladas em cada um dos quatro ecossistemas, baterias de coletores de plexiglas com cápsulas de cerâmica, nas profundidades de 10, 20, 50, 100 e 150 cm. A extração da solução do solo é feita com a aplicação de uma pressão negativa, com uma bomba de vácuo. A solução é coletada em Erlenmeyers, contendo thymol (10mg para cada 100 ml de amostra) como preservante. As coletas foram realizadas semanalmente entre Novembro de 2002 e Maio de 2003. As concentrações de NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{2-} , SO_4^{2-} e Cl^- foram determinadas por cromatografia líquida em equipamento da marca Dionex, modelo DX500, ao passo que o carbono inorgânico dissolvido foi estimado por infra-vermelho não dispersivo (equipamento LiCor-820), após acidificação e extração do CO_2 evoluído pelo método de "headspace".

3. Resultados e Discussões

De maneira geral, observamos que a ordem de predominância dos ânions, encontrada na solução dos solos estudados é de nitrato > sulfato > cloreto > fosfato > nitrito. As concentrações destes elementos apresentaram diferenças significativas entre os distintos tipos de cobertura vegetal. Na floresta primária, encontramos concentrações bem mais elevadas de cloreto, nitrito e fosfato do que observado em uma área degradada. Na floresta secundária, encontramos concentrações mais elevadas de nitrato e fosfato, enquanto no reflorestamento havia um estoque mais elevado de sulfato, mas com concentrações pouco menores que a floresta primária. O carbono inorgânico dissolvido teve predominância na área degradada, seguido da área reflorestada, floresta secundária e com menores concentrações na floresta primária.

Em relação aos cátions presentes na solução do solo, a predominância nas concentrações segue a ordem cálcio > sódio > potássio > magnésio > amônio. A floresta primária também apresentou as maiores concentrações de sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio. Na floresta secundária encontramos elevadas concentrações de magnésio, enquanto cálcio e sódio estão em concentrações menores. Na área degradada, tanto sódio quanto potássio apresentam baixas concentrações.

4. Conclusões

Os resultados preliminares indicam diferenças significativas na composição das soluções de solo, nos distintos tipos de cobertura vegetal (florestas primárias e secundária, áreas degradadas e reflorestamento). Além da composição inorgânica, estas amostras serão analisadas também em relação às concentrações de carbono orgânico dissolvido e comparadas com as propriedades dos solos, a fim de verificar a importância das variáveis bióticas e abióticas na determinação das características da solução dos solos. Porém, a partir destes resultados podemos concluir que a cobertura vegetal deve ser um fator preponderante no controle da qualidade desta solução.

5. Referências Bibliográficas

BRINKMANN W.L.F. (1983). Hidrogeochemistry of Groundwater Resources in Central Amazônia, Brasil. *In* International Symposium for Programme International Hydrological. Koblenz, Federal Republic of Germany.

BUSCHBACHER, R. J. (1987). Deforestation for Sovereignty

Over Remote Frontiers. *In* Jordan, C. F. (Ed.) : Amazonian Rain Forests Ecosystem Disturbance and Recovery. New York: Springer-Verlag, 130p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (1999). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: SPI, 370p.

JAYORO (1998). Caracterização Climática da Zona Rural de Presidente Figueiredo: plano de Controle Ambiental. Relatório Técnico, 50p.

JORDAN, C. F. (1985). Nutrient cycling in tropical ecosystems: principais and their application in management and conservation. New York: John Wiley & Sons, p. 73 -146.

JORDAN, C. F. (1987). Amazonian Rain Forests Ecosystem: Disturbance and Recovery. New York: Springer Verlag, 130 p.

KOPPEN, W. (1948). Climatologia: non un Estudio de los Climas de la Tierra. México : Fondo de Cultura Econômica, 463p.

A caça de subsistência pela aldeia Yanomami de Watatás (Xitei – Roraima)

Viviane Maria Guedes Layme^a, Victor Py-Daniel^b & Felipe Arley Costa Pessoa^b

^aMestre em Ecologia (Bolsista PCI/CNPq) ^bCoordenação de Pesquisas em Ciências da Saúde, INPA (pessoa@inpa.gov.br)

1. Introdução

Na América Latina a caça de subsistência é um importante recurso, especialmente para populações que vivem em áreas rurais (Redford & Robinson 1991, Bodmer *et al.* 1994). Para populações indígenas de diversas etnias, a carne oriunda da caça é a principal, se não a única fonte de proteína animal (p. ex. Vickers 1991). Porém, mesmo nestas populações tradicionais, a caça de subsistência só pode ser sustentável a longo prazo quando se respeita a capacidade suporte do ambiente.

A sedentarização de grupos indígenas antes considerados seminômades é uma das mudanças mais drásticas após o contato com nossa sociedade (Santos & Coimbra Jr. 1994, Albert 1997). Em áreas de Terra Firme da Amazônia, a capacidade suporte do ambiente é de 0,2 habitantes/km², desde que esta população permaneça fixada em um local por no máximo 5 anos (Meggers 1985). Desta forma, além de causar alterações irreversíveis na cultura, a fixação pode ser desastrosa para o ambiente e conseqüentemente para a sobrevivência dessas populações humanas.

O principal objetivo deste trabalho é estudar as atividades de caça praticadas por uma aldeia Yanomami que está fixada a mais de 12 anos em um mesmo local e avaliar o seu efeito sobre as populações de aves e mamíferos.

2. Métodos

Área de Estudo: o trabalho foi desenvolvido na aldeia Yanomami de Watatás (N 2° 36'29" e W 63°52'18"), próxima à fronteira do Brasil com a Venezuela. A aldeia está localizada em um vale na base da Serra Parima a 750 m de altitude. Segundo Huber *et al.* (1984) na região ocorre floresta tropical densa de baixa altitude (600-1000 m) e floresta tropical de terras altas (acima de 1000m). Entretanto, nas áreas próximas à aldeia predominam florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais.

A população, de aproximadamente 170 índios vive essencialmente da agricultura, coleta, pesca e caça de subsistência. A caça é uma atividade essencialmente masculina, na qual é utilizada apenas arco e flecha e as vezes cães. O deslocamento é feito a pé o que limita a distância até o local onde será realizada a caçada. Em geral as caçadas diárias são realizadas em um raio de até 10 km da aldeia, enquanto que as caçadas coletivas de longa duração podem ser realizadas a até 20 km de distância.

Coleta de dados: uma das formas de se avaliar o impacto da caça de subsistência sobre populações animais é observando a variação no rendimento de caça ou no retorno por unidade de esforço (kg/h) ao

longo do tempo ou entre diferentes locais (Vickers 1991, Fragoso *et al.* 1998). Entre maio de 2002 e julho de 2003 realizamos entrevistas com caçadores para obter informações sobre animais caçados diariamente. Também foram anotadas as técnicas de caça empregadas, o local (arredores da aldeia, muito perto, perto e distante) e se a caça foi realizada em pequenos grupos (1-3 indivíduos do mesmo 'xapono') ou grandes grupos (mais de 3 participantes).

Análise dos dados: as similaridades na composição de espécies abatidas nas caçadas foram sumariadas através de Escalonamento Multidimensional (MDS–Belbin 1992). Essas similaridades foram calculadas através do índice de Bray-Curtis. Através de uma MANOVA testamos o efeito da distância do local da caçada na composição das espécies abatidas.

3. Resultados

Durante o período 160 indivíduos de 35 diferentes espécies (22 aves e 13 mamíferos) foram caçados pela aldeia de Watatas. Entre os animais abatidos foram registradas 6 espécies de roedores, 4 de edentados, 2 de artiodáctilos e apenas 1 de primata. *Dasyprocta* sp. (cutia) e *Agouti paca* (paca) foram as principais espécies de mamíferos capturadas pelos Yanomami (aproximadamente 60%). Juntamente com outros roedores elas representaram quase um terço dos animais caçados durante este estudo.

As aves corresponderam 58% dos animais abatidos. Sendo que a maior parte delas (57%) pertenciam a espécies com peso inferior a 0.5 kg. Em apenas 5% das caçadas foram capturadas aves de grande porte como o *Mitu* sp. (mutum) *Penelope jacquacu* (jacamim) e *Ara* sp. (arara).

Houve uma tendência da composição das espécies mudar em relação à distância da caçada. Espécies de pequeno porte, especialmente aves, foram em geral caçadas no entorno ou em áreas muito próximas à aldeia. Enquanto, em locais mais distantes, nas caçadas de longa duração foram capturados mais indivíduos de espécies de médio porte.

4. Discussão

O número reduzido de captura por parte dos caçadores de Watatás é um reflexo da diminuição na taxa de encontros com os animais. Os índios Waimiri-Atroari abateram uma quantidade de animais muito superior que os Yanomami de Watatás (Souza-Mazurek *et al.* 2000). Alvard *et al.* (1997) afirmam que baixas taxas de consumo e/ou de encontros de animais silvestres por caçadores podem ser conseqüências de super-exploração prévia da fauna, não um indício do baixo impacto da caça. O aumento no tamanho das espécies caçadas em áreas mais distantes da aldeia também indica que as populações animais estão (ou estiveram) sujeitas a uma forte pressão de caça, especialmente nas áreas mais próximas. Fragoso *et al.* (1998) encontraram resultados similares em um estudo com os índios Xavante no Mato Grosso, uma diminuição nas taxas de captura e encontros a medida em que se afastava da aldeia.

Alguns autores afirmam que primatas, artiodáctilos (queixada - *Tayassu pecari*) e perissodáctilos são altamente susceptíveis à pressão de caça (Bodmer *et al.* 1988, Fragoso *et al.* 1998), devido as baixas taxas de incremento populacional e ao tempo de geração (Bodmer *et al.* 1997). As baixas taxas de captura de animais destes grupos registradas durante este estudo é outra forte evidência de que a caça não está sendo praticada de forma sustentável em Watatás.

Entretanto, é provável que na área ocorra uma dinâmica do tipo fonte-sumidouro (Novaro *et al.* 2000). Com as extensas áreas sem população humana funcionando como refúgio e fonte para as espécies animais e a aldeia e seus arredores funcionando como sumidouros. Segundo alguns caçadores mais velhos, espécies de mamíferos de médio e grande porte já foram abundantes nos arredores da aldeia. Apesar da ausência de dados que corroborem tais informações, eles afirmam que atualmente esses mamíferos só ocorrem em locais mais afastados (distâncias superiores a 20 km).

5. Conclusão

Em Watatás a alta densidade populacional de 1,4 habitantes/

km² (quando comparadas a outras aldeias Yanomami – Albert 1997) e o longo tempo de fixação em um mesmo local são provavelmente a principal causa do baixo rendimento de caça próximo à aldeia. Apesar de não ser um grande problema para estas espécies animais, uma vez que elas possuem extensas áreas sem qualquer pressão de caça. Isto pode representar um prejuízo considerável no nível de vida dessas populações humanas, caso as mesmas não resgatem seu antigo hábito semi-nômade ou não seja lhes seja oferecido outras alternativas para a obtenção de proteína animal.

6. Referências Bibliográficas

- Albert, B. (1997). Terra, ecologia e saúde indígena: o caso Yanomami. Em: *Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima*, R. I. Barbosa, E. J. G. Ferreira e E. G. Castellón (eds.). 65-84 pp. INPA, Manaus.
- Alvard, M. S.; Robinson, J. G.; Redford, K. H.; Kaplan, H. (1997). The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11:977-982.
- Belbin, L. (1992). *PATN: pattern analysis package*. Division of Wildlife and Ecology. CSIRO, Australia. 220 p.
- Bodmer, R. E.; Fang, T. G.; Ibanez, L. M. (1988). Primates and ungulates: A comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation* 9: 79-83.
- Bodmer, R. E.; Fang, T. G.; Moya, I.; Gill, R. (1994). Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67: 29-35.
- Bodmer, R. E.; Eisenberg, J. F.; Redford, K. H. (1997). Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.
- Fragoso, J. M. V.; Silvius, K. M.; Villalobos, M. P. (1998). *Integrando abordagens científicas e indígenas de manejo de fauna em áreas indígenas: avaliação e manejo de populações de fauna sujeitas à caça na reserva Xavante de Rio das Mortes, Mato Grosso*. WWF- Brasil, Brasília..
- Hubber, O.; Steyermark, J. A.; Prance, G. T.; Alex, C. (1984). The vegetation of the Sierra Parima, Venezuela-Brazil: some results of recent exploration. *Brittonia* 36: 104-139.
- Meggers, B. J. (1985). Aboriginal Adaptation to Amazonia. Em: *Key environments: Amazon*, G. Prance e T. E. Lovejoy (eds.). 307-327 pp. Pergamon Press, Oxford.
- Novaro, A. J.; Redford, K. H.; Bodmer, R. E. (2000). Effects of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14:713-721.
- Redford, K. H.; Robinson, J. G. (1991). Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. Em: *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, J. G. Robinson e K. H. Redford (eds). 6-23 pp. University of Chicago Press, Chicago.
- Santos, R. V.; Coimbra Jr., C. E. A. (1994). Contato, mudanças socioeconômicas e a bioantropologia dos Tupi-Mondé da Amazônia Brasileira. Em: *Saúde e povos indígenas* R. V. Santos, C. E. A. Coimbra Jr. e C. E. Alvares (eds.). 189-211 pp. Fiocruz, Rio de Janeiro.
- Souza-Mazurek, R. R.; Pedrinho, T.; Feliciano, X.; Hilário, W.; Gerônimo, S.; Marcelo, E. (2000). Subsistence hunting among the WaimiriAtroari Indians in Central Amazonian, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 9:579-596.
- Vickers, W. T. (1991). Hunting yields and game composition over ten years in na Amazonian Indian village territory. Em: *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, J. G. Robinson e K. H. Redford (eds). 53-81 pp. University of Chicago Press, Chicago.

Estudo de compostos orgânicos voláteis (VOC) na Floresta Nacional do Tapajós

Williams Martins Castro¹

Luciana Vanni Gatti²

williams@ibaeco.com.br

lygatti@net.ipen.br

1- Universidade Federal do Pará-UFPA

2- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares-IPEN-SP

1 – Resumo

Este trabalho é parte integrante do projeto financiado pelo CNPq (468382/00-3) “*Estudo Contínuo de Emissões de Compostos Orgânicos Voláteis na Amazônia*” e do projeto LBA – Ecology (TG-02) “*Influence of Amazonia Land-use Change on Chemical Constituents in the Global Troposphere*”, onde estão sendo realizadas medidas de fluxo de emissão dos VOCs na Amazônia.

Foi realizado um estudo contínuo de fluxo de VOCs, pelo método de medida por gradiente, durante o período de um a dois anos, sendo que, neste período foram realizadas duas campanhas intensivas de amostragem, uma na estação seca e outra na estação chuvosa.

2 - Introdução

Estimativas globais indicam que, aproximadamente 1,8 bilhões de toneladas de Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs) são emitidas por ano para a atmosfera. Deste total, aproximadamente 500 milhões de toneladas são de isopreno (praticamente a totalidade de emissões naturais), 130 milhões de toneladas de monoterpenos, 510 milhões de toneladas de metano, onde 220 milhões de toneladas são oriundas de emissões antropogênicas. Guenther et al (1995) estima que a emissão global de VOCs biogênicos seja 7 vezes maior que a emissão total de VOCs antropogênicos.

2.1 - O papel dos VOCs na Atmosfera Amazônica

O termo composto orgânico volátil (VOC) é utilizado para denominar os compostos orgânicos atmosféricos, na fase gasosa, excluindo CO e CO₂. A caracterização das emissões de VOCs requer muitas vezes, não só a quantificação dos VOCs totais, como também a determinação de cada composto que forma parte da complexa mistura na atmosfera.

A vegetação libera naturalmente uma mistura complexa de compostos orgânicos voláteis (VOCs) para a atmosfera. Went (1960) foi o primeiro a propor que as emissões naturais de VOCs pela vegetação, poderiam ter um efeito significativo na composição química da atmosfera Terrestre. Posteriormente numerosos estudos têm identificado os VOCs, a distribuição destes compostos e seus produtos de oxidação na atmosfera (Seinfeld and Pandis, 1998).

Este projeto insere-se no contexto do experimento LBA – Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera da Amazônia (Nobre et al., 1996), no componente Química e física da atmosfera.

3. Metodologia

Amostragem:

Tubos de Adsorção:

Inicialmente, tentou-se realizar a amostragem utilizando-se tubos de adsorção, que são tubos de materiais inertes preenchidos ou empacotados com materiais adsorventes. Os materiais adsorventes utilizados em nossas coletas foram o Tenax TA e o Carbosieve SIII. Estes materiais adsorventes se mostraram inadequados para a coleta de vocs na Amazônia.

Canisters:

Devido ao primeiro método de amostragem ter se mostrado inadequado, o método foi modificado para o uso de canisters na amostragem. Os canisters são globos de aço inoxidável com a superfície interna eletropolida para garantir um comportamento inerte. O canister é limpo no Laboratório de Química atmosférica do IPEN, em São Paulo, por um sistema comercial da Xontech, que utiliza método aprovado pela EPA (Environmental Protection Agency). Na última etapa o canister fica com alto vácuo, pronto para a coleta.

Coletas semanais na Floresta

As coletas semanais foram realizadas com os canisters, na Floresta Nacional do Tapajós, em sítios de amostragem do Projeto LBA, situados nos Km 67 e 83 da Rodovia BR 163, Santarém, Pará. As coletas foram realizadas em duas alturas diferentes, uma a 64 m e outra a 54m de altura, durante o período que compreende os meses de Dezembro de 2001 a Dezembro de 2002.

4. Resultados e Discussão

1 Concentração de Isopreno na Atmosfera no Km 67 (Floresta Primária)

Os resultados apresentados, mostram as concentrações medidas a duas alturas no Km 67 da BR 163 na floresta Nacional do Tapajós. Este local de amostragem corresponde a Floresta Primária. Observando-se os valores de concentração de isopreno nas duas alturas: 54 metros (~15 metros acima da copa das arvores), a concentração média para esta altura entre 08 de Dezembro de 2001 e 23 de Dezembro de 2002 foi de 2,22ppb e para 64 metros (~25 metros acima da copa das arvores) a concentração média para este período foi de 1,81ppb.

2 Concentração de Isopreno no Site do Km 83 (Corte Seletivo)

Os resultados apresentados, mostram as concentrações medidas a duas alturas no Km 83 da BR 163 na floresta Nacional do Tapajós. Este local de amostragem corresponde à área de Floresta com exploração seletiva de madeira. Observando-se os valores de concentração de isopreno nas duas alturas: 54 metros de altura (~15 metros acima da copa das arvores): a concentração média de 17 de Fevereiro de 2002 a 17 de Novembro de 2002 foi de 2,43ppb e a altura de 64 metros (~25 metros acima da copa das arvores), a concentração média para este período foi de 2,17ppb.

As análises da concentração de isopreno na atmosfera têm demonstrado que floresta submetida ao corte seletivo, Km 83, emitiu relativamente mais isopreno em todos os perfis, embora a maioria dos resultados esteja dentro do erro Analítico. A disparidade entre as concentrações poderia indicar que o corte de madeira pode afetar na produção de isopreno. Porém as razões pelas quais esta discrepância está ocorrendo ainda não estão esclarecidas totalmente, mas primariamente podem indicar que no Km 83 os meios de dispersão são mais eficientes que no Km 67.

5. Conclusão

O valor das médias de isopreno observadas por período, esteve diretamente relacionado com a variabilidade sazonal. É evidente que em períodos secos a concentração de isopreno obtida pela emissão da floresta foi maior principalmente na floresta submetida ao corte, e, de alguma forma ainda desconhecida, há um feedback positivo quanto às concentrações neste sítio. Nota-se ainda que a concentração, independente do período, foi sempre maior na altura de 54m, sobretudo devido à dinâmica do isopreno na atmosfera ser caracterizada por reações extremamente céleres com a luz solar propiciando, portanto, maior captação quando este ainda se encontra nos primeiros estágios de atividade, normalmente associada a menor altitude.

Resumindo:

- A floresta do Km 83 emitiu nos dois perfis mais isopreno que no Km 67;
- A emissão de isopreno está relacionada com a variabilidade sazonal;
- A concentração foi maior em períodos secos;
- A concentração foi via de regra maior na altura de 54m.

6. Bibliografia

Artaxo, P., F. Gerab, M. A. Yamasoe and J. V. Martins (1995). The chemistry of atmospheric aerosol particles in the Amazon Basin. In: “*Chemistry of the Amazon: Biodiversity, natural products and environmental concerns*”, ACS Symposium series 588, ed. P. R. Seidl, O. R. Gottlieb, M. A. C. Kaplan. 265-280.

Artaxo, P., M.A. Yamasoe, F. Gerab and J. V. Martins. (1995). Long term monitoring of aerosol composition and optical thickness

in the Amazon basin. World Meteorological Organization WMO-GAW Global Atmosphere Watch publication 107, 174-178.

Bartlett, K.B., Sachse, G.W., Collins, J.E. and R. Harriss. (1996). Methane in the tropical South Atlantic and distribution during the late dry season. *J. Geophys. Res.* 101 (D19), 24139-24150.

Baldocchi, D., Guenther, A., Harley, P., Klinger, L., Zimmerman, P., Lamb, B. and H. Westberg. (1995). The fluxes and air chemistry of isoprene above a deciduous hardwood forest. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A.* 350, 279-296.

Fehsenfeld, F.C., Calvert, J., Fall, R., Goldan, P., Guenther, A., Hewitt, C.N., Lamb, B., Liu, S., Trainer, M., Westberg, H. and P. Zimmerman, (1992). Emission of volatile organic compounds from vegetation and implications for atmospheric chemistry. *Global Biogeochem. Cycles*, 6, 389-430.

Ferek, R.J., Reid, J.S., Hobbs, P.V., Blake, D.R. and C. Liousse. (1998). Emission factors of hydrocarbons, trace gases and particles from burning in Brazil. *J. Geophys. Res.* 103(D24), 32107-32118.

Finlayson-Pitts, B. & Pitts, J.N. (1986) Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques, John Wiley and Sons, USA.

Finlayson - Pitts and J. N. Pitts, Jr. (1993), Atmospheric Chemistry of Tropospheric Ozone Formation. Scientific and Regulatory Implications. *Air & Waste*, 43, 1091.

Finlayson-Pitts, B. & Pitts, J.N. (1997) Tropospheric Air Pollution: ozone, airborne toxics, polycyclic aromatic hydrocarbons, and particles. *Science*. 276, 1045-1052.

Greenberg, J., Zimmerman, P., Pollock, W. F. and L.E. Heidt. (1984). Hydrocarbon and carbon monoxide emissions from biomass burning in Brazil. *J. Geophys. Res.* 89 (D1), 1350-1354.

Grosjean, D. (1995). Atmospheric Chemistry of Biogenic Hydrocarbons: Relevance to the Amazon, *Química Nova*, 8 (2), 184-2011.

Guenther, A., Hewitt, C.N., Erickson, D., Fall, R., Geron, C., Graedel, T., Harley, P., Klinger, L., Lerdau, M., McKay, W.A., Pierce, T.; Scholes, B., Steinbrecher, R., Tallamraju, R., Taylor, J. and P. Zimmerman. (1995). A global model of natural volatile organic compound emissions, *J. Geophys. Res.*, 100, 5, 8873

Guenther, A., Zimmerman, P., Klinger, J., Ennis, C., Davis, K., Pollock, W., Westberg H., Allwine G., and C. Geron. (1996). Estimates of regional natural volatile organic compound fluxes from enclosure and ambient measurements. *J. Geophys. Res.*, 101(D1), 1345-1359.

Guenther, A., (in press). In: Environmental Monitoring Handbook. Editora: McGraw-Hill, New York, USA.

Hoffmann, T., Odum, J.R., Bowman, F., Collins, D., Klockow, D., Flagan, R.C. and J.H. Seinfeld. (1997). Formation of Organic Aerosols from the Oxidation of Biogenic Hydrocarbons. *J. Atmospheric Chem.*, 26, 189-222.

Germinação em Diferentes Substratos de Sementes de *Pseudobombax munguba* (Bombacaceae), Espécie Arbórea Típica de Florestas de Várzea da Amazônia

Wittmann, A. O. & Piedade M. T. P

^a Pós-graduação INPA/UFAM-Botânica (astrid@inpa.gov.br) & ^b Projeto INPA/Max-Planck - CPBA

1. Introdução

Em florestas de várzea, os ciclos sazonais da produção de frutos estão associados à otimização da dispersão e, neste sentido, a variação sazonal do nível da água pode ser um importante parâmetro ecológico de dispersão (Ayres 1993).

Os diásporos dispersos nestas florestas, no período das cheias, estão sujeitos a longos períodos de flutuação ou submersão. A capacidade de flutuação das sementes é um dos aspectos, segundo

Goulding (1980), mais importantes para a dispersão de sementes nas florestas inundadas da Amazônia. A flutuação pode aumentar a distância percorrida pelas sementes, o que para as espécies com sementes pequenas aumenta a probabilidade de serem ingeridas por peixes (Gottsberger 1978, van der Pijl 1982) e, eventualmente, predadas ou dispersas por eles.

Por outro lado, a inundação priva as sementes que caem no solo do oxigênio necessário para a respiração (Kozłowski & Pallardy 1997). Entretanto, a capacidade de germinação de sementes inundadas varia apreciavelmente entre espécies e genótipos (Kozłowski 2002). Algumas sementes são capazes, inclusive, de germinar na água, como observado em *Salix martiana* (Oliveira 1998) e *Alchornea fluvialis* (Oliveira et al. 2001).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi acompanhar a germinação de sementes de uma espécie arbórea, *Pseudobombax munguba*, popularmente denominada de Mungubeira ou munguba, amplamente distribuída ao longo do gradiente de inundação, sob duas condições diferentes: a) semeadas em terra de várzea e b) sob inundação, com a finalidade de comparar as taxas e verificar o efeito da água na germinação dessa espécie característica dos ambientes de várzea.

2. Metodologia

As coletas de frutos maduros foram feitas em florestas de várzea da Ilha da Marchantaria e áreas circunvizinhas, nos municípios de Careiro e Iranduba, Estado do Amazonas. Coletou-se frutos de sete árvores de munguba, distantes entre si cerca de 15 Km, com o objetivo de aumentar as possibilidades de variabilidade genética da amostra. Os frutos foram deixados ao sol para abertura natural. Depois da abertura dos frutos no laboratório, 200 sementes foram retiradas de cada um deles, e misturadas para posterior semeadura. As sementes foram semeadas em dois diferentes substratos, água e terra de várzea, e para cada tratamento foram feitas 4 repetições, cada uma delas contendo 50 sementes.

As sementes de *P. munguba*, são envolvidas por pelos que facilitam a dispersão podendo, porém, retardar ou inibir a germinação. De forma a testar este aspecto, foram feitos quatro tratamentos: a) sementes com pelos semeadas em terra e b) colocadas em coluna de água a 10 cm por 15 dias; e sementes sem pelos c) semeadas em terra e d) inundadas em coluna de água a 10 cm por 15 dias. A germinação foi acompanhada diariamente e as taxas de germinação foram determinadas a partir da emissão dos cotilédones, uma vez que no substrato terra seria impossível visualizar a protusão da radícula. Mediu-se ainda as taxas e a velocidade de germinação.

3. Resultados & Discussão

Nos quatro tratamentos realizados a germinação foi rápida, tendo início na segunda semana de observação, independente do substrato. Vários autores salientam que a germinação de sementes de árvores tropicais é geralmente imediata e sua viabilidade muito curta (Ng, 1978 e Miquel, 1987), sendo a dormência característica de poucas espécies tropicais (Vazquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1990).

Considerando as condições peculiares dos ambientes de várzea, a rápida germinação pode ser extremamente adaptativa, já que o período de tempo disponível para o estabelecimento é curto. Oliveira (1998) mostra que o pico máximo de germinação de *Salix martiana* é de apenas 48 horas após a colocação das sementes em água. Já Parolin (2001) verificou que para a espécie *Campsiandra comosa*, comum em florestas de várzea, a germinação ocorre em um período de 24 dias, o que ainda pode ser considerado um curto período de tempo, em relação à germinação de sementes de espécies de outros ambientes (Vazquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1990).

A formação de plântulas oriundas de sementes que germinam na água é pouco conhecida na literatura, entretanto, *P. munguba* germinou na água formando plântulas. A germinação de sementes na água é relatada por alguns autores para espécies de várzea. Oliveira (1998) observou para *Salix martiana* taxas de germinação de 100% em sementes sem pelos e 60% para sementes com pelos, colocadas na água, contra percentuais menores das sementes na

terra. Comparando sementes da mesma espécie ocupando ambientes distintos, várzea e terra firme, Ferreira (2002) observou que as sementes de *Himathantus sucuuba* provenientes da várzea germinaram na água, considerando a protusão da radícula, após serem transferidas para a terra 84% delas formaram plântulas.

Comparando espécies distintas de florestas inundáveis, 6 de várzea e 6 de igapó, Parolin (2001) cita que algumas espécies da várzea e do igapó germinaram, considerando-se a protusão da radícula, mas não chegaram a formar plântulas. Por outro lado, Oliveira (1998) observou a formação de plântulas para *Salix martiana*, a partir de sementes que se encontravam na água e tiveram protusão da radícula e emissão dos cotilédones nesse meio.

O período de dispersão de cada espécie deve ser levado em consideração. *P. munguba* libera suas sementes através da deiscência dos frutos na estação de águas altas, mas quando o nível das águas já começa a baixar, na estação da vazante, entre julho e agosto, o que provavelmente permite a uma plântula nas primeiras fases de desenvolvimento, se estabelecer assim que a terra esteja exposta, durante a fase terrestre.

A espécie *P. munguba* é dispersa pelo vento, entretanto suas sementes flutuam com ou sem pêlos, podendo assim ser considerada também uma espécie hidrocorica. A flutuação então, pode ser vista como um fator muito importante para a dispersão das espécies de florestas periodicamente inundáveis, como citado anteriormente (Gottsberger, 1978 e van der Pijl, 1982), e segundo Colonello (1990) deve ser mais investigada, podendo ser o principal fator que determina a composição de espécies nestes habitats.

A maior taxa de germinação observada para *P. munguba* foi de 90% nas sementes sem pêlos, que permaneceram inundadas por 15 dias. As sementes sem pêlos no substrato terra alcançaram 71% de taxa de germinação na terceira semana de observação. Percentuais acima de 90% de germinação, considerando a emissão dos cotilédones, foram encontrados para *Mora paraensis*, *Vatairea guianensis* e *Salix martiana* (Parolin, 2001 e Oliveira, 1998). Todavia este percentual de 90% para *P. munguba*, foi para as sementes sem pêlos, ao contrário do que ocorre no ambiente natural, quando as espécies são dispersas envolvidas por pêlos e, provavelmente, a maioria irá cair na água ainda com esse envoltório.

No tratamento de sementes com pêlos, as que ficaram na água por quinze dias, chegaram a 59, 9% de germinação na segunda semana e, após este período, não ocorreu mais germinação. As sementes colocadas em terra iniciaram a germinação na segunda semana e atingiram uma taxa de germinação de 81% na quinta semana de observação, sendo este o tratamento onde as sementes levaram um tempo mais longo até o final do processo germinativo. É possível que estes resultados estejam demonstrando o que acontece com as sementes após a dispersão no ambiente natural, onde, aquelas que são embebidas entrando em contato com a água do rio, podem germinar mais rapidamente, enquanto que aquelas que ficam envolvidas no emaranhado de pêlos não são prontamente embebidas e, somente após 5 semanas podem germinar gradativamente, já na fase terrestre.

4. Conclusão

Os resultados obtidos mostram maior rapidez de germinação quando as sementes são colocadas no substrato água, especialmente quando retirados os pêlos. Entretanto, ainda são necessárias maiores investigações, principalmente nos seguintes aspectos: a) aumentando o período de inundação para as sementes e b) verificando a taxa de sobrevivência de plântulas formadas ainda na água.

5. Referências Bibliográficas

- Ayres, J. M. (1993). *As matas de várzea do Mamirauá*. Médio rio Solimões. CNPq – Programa Trópico Úmido e Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, DF.
- Colonnello, G. (1990). A Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. *Forest Ecology and Management* 33/34: 103-124.
- Ferreira, C. S. (2002). Germinação e adaptações metabólicas e morfo-anatômicas em plântulas de *Himathantus sucuuba* (Spruce) Wood., da ambientes de várzea e terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado INPA/FUA. Manaus, AM.
- Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest, Exploitations in Amazonian Natural History*. University of California Press, Berkley.
- Gottsberger, G. (1978). Seed dispersal by fish in inundated regions of Humaitá, (Amazonas). *Biotropica*, 10:170-83.
- Kozłowski, T. T.; Pallardy, S. G. (1997). *Growth Control in Woody Plants*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Kozłowski, T. T. (2002). Physiological ecology of natural regeneration of haversted and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*. 158: 195-221.
- Kubitzki, K. & Ziburski, A. (1994). Seed dispersal in flood plain forest of Amazonia. *Biotropica*, 26(1): 30–43.
- Miquel, S. (1987). *Morphologie fontionelle de plantules d'espèces forestières Humides d'Afrique*. Rapport du Séminaire Sous-régional, 1-8 juillet 1985, Makokou, Gabon. UNESCO, Paris.
- Ng, F. S. P. (1978) Strategies of establishment in Malayan forest trees. Pp 129-162. In: Tomlinson, P.B. & Zimmerman, M. (eds.). *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press. New York, USA.
- Oliveira, A. C. de (1998). *Aspectos da dinâmica populacional de Salix martiana Leyb. (Salicaceae), em áreas de várzea da Amazônia Central*. MSc. Dissertação. INPA/FUA, Manaus.
- Oliveira, A. C. de, Conserva, A. S. & Piedade, M. T. F. (2001). *Germinação e Crescimento de Plântulas de Espécies Arbóreas da Várzea Baixa da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Tefé-AM*. V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre, RS.
- Parolin, P. (2001). Seed germination and early establishment of 12 tree species from nutrient-poor Central Amazonian floodplains. *Aquatic Botany* 70: 89-103.
- Van der Pijl, L. (1982). *Principles of Dispersal in Higher Plants*. Springer – Verlag, Berlin.
- Vazquez-Yánes, C. & Orozco-Segovia, A. (1990). Seed dormancy in the tropical rain forest. In Bawa, K. S. and Hadley, M. (eds.). *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*. Pp. 247-59. UNESCO/Parthenon, Paris/Carnforth.