



DIAGNÓSTICO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO PARQUE METROPOLITANO DE PITUAÇU - A PARTIR DA AVALIAÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL

Marcelo Cesar Lima Peres*

RESUMO: *A forma mais visível de perturbação natural em florestas é a formação de clareiras causada pela queda natural de uma ou mais árvores, promovendo a regeneração de florestas tropicais. Objetivou-se avaliar o estado de conservação do Parque Metropolitano de Pituaçu (PMP) a partir do estudo de sua heterogeneidade espacial. O PMP compreende 425ha, remanescente de Mata Atlântica, com vegetação Ombrófila Densa e Restinga, que sofre ações antrópicas. Foram amostrados 12 pontos, aplicando coleta manual diurna (CMD), amostra de serrapilheira (AS) e mensuração de fatores ecológicos: densidade da vegetação (DV), espessura da serrapilheira (ES) e temperaturas (máx/mín). Para comparar os fatores ecológicos e a abundância das famílias entre CN e Floresta madura (FM) e verificar a correlação entre a ES e a abundância, utilizou-se o teste t, ANOVA, e a correlação de Pearson, respectivamente. A ES foi mais elevada na FM, porém não significativo ($p=0,3207$). A DV no estrato herbáceo e sub-arbustivo foi mais elevada em CN, já no estrato arbustivo foi maior em FM, diferenças não significativas. As temperaturas mínima e máxima foram mais elevadas em CN ($p=0,0117$, $p=0,2709$), respectivamente. Foram coletadas 632 aranhas (21 famílias), 265 em CN, (14 famílias) e 367 em FM (18), diferenças sem significância ($p=0,6184$). Não houve correlação entre a abundância e ES ($p=0,4552$). Pode-se estabelecer a seguinte hipótese a ser testada: a presença de CN no PMP, que diferem significativamente de FM, em alguns aspectos físicos e ambientais, sugere que o PMP ainda mantenha perturbações naturais que contribuem para a manutenção da sua heterogeneidade.*

Palavras-chave: Clareira natural; Heterogeneidade; Conservação; Parque de Pituaçu.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais não são homogêneas, variam bastante no tempo e espaço, formando mosaicos complexos de vegetação em diferentes estágios sucessionais. A origem deste mosaico está nas perturbações naturais que as florestas sofrem, que é amplamente reconhecida na estruturação biológica de comunidades (LEVEY, 1988). As perturbações aumentam a diversidade de espécies, promovendo a heterogeneidade de hábitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies e prevenindo assim a exclusão competitiva (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; SOUZA, 1984; PICKETT; WHITE, 1985).

A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras causada pela queda de árvores velhas, ventanias ou outras causas naturais (GREEN, 1996; RICHARD, 1996). Uma única árvore pode formar uma clareira de algumas centenas de metros quadrados e mesmo a queda de um único galho pode formar uma clareira (RICHARD, 1996).

O ambiente de clareira difere bastante do ambiente de floresta madura (CHAZDON; FETCHER, 1984; LEVEY, 1988). Diferenças no microclima levam a diferenças substanciais na estrutura e composição da vegetação de clareiras (VANDERMEER; STOUT; MILLER, 1974; DENSLOW, 1980; LEVEY, 1988). As diferenças ambientais entre a clareira e a floresta madura

* Mestre em Biologia Animal, Professor do Instituto de Ciências Biológicas – UCSal, Coordenador do Centro de Ecologia e Conservação Animal ICB/UCSal.



podem causar diferenças significativas nas comunidades de organismos que habitam estes dois tipos de ambiente (STILES, 1975; THOMPSON, 1980). Entretanto há poucos estudos, avaliando a existência ou não dessas diferenças. Até o momento, grande parte dos estudos foi focalizada sobre árvores (VANDERMEER; STOUT; MILLER, 1974; DENSLOW, 1980), espécies de bambu (TABARELLI; MANTOVANI, 2000), aves (LEVEY, 1988) e aranhas (PERES, 2004 - *in press*). Nestes casos, foram encontradas diferenças na estrutura e composição das comunidades, vivendo em clareiras naturais e florestas maduras.

As aranhas, apesar de ser um grupo pouco estudado, são consideradas de grande importância ecológica (SIMÓ et al., 1994), compreendem uma porção bastante significativa da diversidade de artrópodes terrestres (TOTI; COYLE; MILLER, 2000), constituindo um dos grupos mais diversos e abundantes, com cerca de 38.432 espécies descritas até o momento (PLATNICK, 2004), têm grande poder de adaptação e estão amplamente distribuídas em todas as regiões do mundo, exceto na Antártida (PLATNICK, 1995). A maioria das espécies é sensível a diversos fatores ambientais (temperatura, umidade, vento, intensidade luminosa), físicos (estrutura da vegetação, espessura e cobertura de serrapilheira) e biológicos (disponibilidade de alimento, predação, competição, etc) (WISE, 1993, FOELIX, 1996). Alguns autores sugerem que a estrutura do ambiente pode influenciar na composição, abundância e riqueza das comunidades de aranhas (RUSHTON *et al.*, 1987; FOELIX, 1996; SANTOS, 1999). Simó e outros (1994) sugerem que estudos sobre a biodiversidade de aranhas sejam empregados em diagnósticos ambientais. Se considerarmos a grande riqueza em espécies, a facilidade de amostragem e a sensibilidade a diversos fatores físicos, ambientais e biológicos, as aranhas formam um grupo taxonômico adequado para avaliar se as diferenças ambientais entre clareiras naturais e floresta madura são fortes o suficiente para determinar diferenças significativas nas comunidades de animais que vivem em florestas tropicais.

O objetivo deste trabalho é avaliar a heterogeneidade espacial do Parque Metropolitano de Pituvaçu (PMP), através do estudo comparativo entre comunidades de aranhas em trechos de clareiras naturais e de florestas maduras, visando diagnosticar o estado de conservação desta área, gerando subsídios para o desenvolvimento do plano de manejo do PMP e futuramente promover maior conscientização e participação efetiva da sociedade na conservação da biodiversidade deste bioma.

ÁREA DE ESTUDO

O Parque Metropolitano de Pituvaçu localiza-se no município de Salvador, compreendido entre as coordenadas geográficas 12° 56'S e 38° 24'W (CONCEIÇÃO; COSTA; FARIA, 1998). Teve origem em 1906 quando houve o represamento do Rio Pituvaçu, passando a ser considerado uma Unidade de Conservação a partir do Decreto Estadual 23.666/73. O Parque é uma das maiores unidades de conservação de Mata Atlântica dentro da área urbana da região Metropolitana do Salvador, compreendendo 425 ha de área conservada, com vegetação Ombrófila Densa e formações vegetais de Restinga (CONCEIÇÃO; COSTA; FARIA, 1998), formando um ecótono (TELES; BAUTISTA, 2001).

Embora o PMP tenha um histórico de intensas perturbações antrópicas, estando, ainda, isolado de outros fragmentos florestais (BENATI *et al.*, 2004 - *in press*), é possível localizar pontos de mata secundária, em estágio de regeneração inicial, médio e avançado (TELES; BAUTISTA, 2001). Pelo fato de tratar-se de uma Unidade de Conservação, é imprescindível e urgente que seja desenvolvido um Plano de Manejo para o Parque. Fundamentado neste contexto, o Centro ECOA vem desenvolvendo diversos trabalhos, que visam subsidiar o plano de



manejo do PMP, que incluem levantamento faunístico, análises da estrutura física e ambiental, avaliação da heterogeneidade, estudo de comunidades bioindicadoras, dentre outros.

METODOLOGIA

As coletas estão sendo realizadas no Parque Metropolitano de Pituauçu (Salvador - Bahia), desde janeiro de 2004, com término previsto para dezembro de 2004.

A área de estudo, englobando as duas formações vegetais, clareira natural (CN) e floresta madura (FM), foi selecionada a partir dos seguintes critérios: a) só foram selecionadas clareiras a partir da queda natural de árvores; b) foi dada preferência para as clareiras mais recentes ou em fase inicial de regeneração; c) a extensão da clareira natural, variando entre 10 e 20 m de raio; d) a distância entre clareira natural e floresta madura foi de no mínimo de 15 m. Visando caracterizar a estrutura das clareiras naturais, foram estimadas as áreas da clareira a partir do cálculo da área da elipse; a origem: quebra da copa, quebra do tronco ou desenraizamento e a idade: muito antigas (quando os troncos caídos já estavam em fase de decomposição) ou recentes (quando não havia indício de decomposição dos troncos caídos, geralmente ainda eram encontrados galhos e folhas da árvore caída).

A área de estudo foi dividida em 3 escalas espaciais: ponto de coleta, lote e unidade amostral. Foram definidos 12 pontos de coleta, seis em cada formação vegetal. Cada ponto de coleta foi dividido em 2 lotes de amostragem. Em cada lote, foi aplicado um método de coleta. A extensão dos lotes variou de acordo com o método, para a coleta manual diurna (CMD) 21 m² e para a amostra de serrapilheira (AS) 1 m². Ao todo, cada formação vegetal teve seis réplicas de CMD e seis de AS. Até o momento foram realizadas 8 campanhas de coleta, de um total de 12 previstas, cada uma com duração de 06 dias consecutivos. Nesta avaliação preliminar, foram analisados dados de apenas 2 campanhas.

Alguns dados ambientais e da estrutura física do PMP estão sendo mensurados, e nesta avaliação preliminar, foram analisados os dados de 5 campanhas de coleta. As medidas de temperatura máxima, mínima e amplitude térmica diárias dos pontos amostrais foram obtidas em dois pontos de coleta (1 clareira natural e 1 floresta madura) durante cinco dias consecutivos, ao longo dos 6 meses de coletas, totalizando 50 amostras. A espessura da serrapilheira foi verificada durante as coletas, utilizando-se 1 bastão de metal graduado, sendo até o momento analisadas 60 amostras. A densidade da vegetação foi medida, utilizando uma cruz composta por duas hastes de madeira, cada uma com 1 m de comprimento. Esta cruz foi a 0,5 m, 1 m e 2 m de altura, sendo contados individualmente em cada altura, quantos toques de vegetação (folhas, ramos, flores) ocorrem ao longo da cruz, foram analisadas 288 amostras, 144 de cada ambiente (CN e FM).

Em relação aos métodos de amostragem da comunidade de aranhas, optou-se por dividi-las em 12 guildas de acordo com o proposto por Höfer e Brescovit (2001). Com o objetivo de contemplar as guildas propostas, estão sendo aplicados dois métodos: coleta manual diurna (CMD) e amostra de serrapilheira (AS).

Coleta manual diurna (CMD): Este método foi aplicado no início do dia, a partir das 7:30h da manhã. As aranhas foram coletadas manualmente, ou com o auxílio de pinças ou pequenos potes, no solo, folhagem, em teias, sob troncos, arbustos, pedras e cascas de árvores. O material coletado foi acondicionado em potes plásticos, contendo álcool a 70%. Foram realizados transectos (lotes) de 7 x 3 m, com esforço de coleta de 1 hora. O material de cada lote foi tratado como uma unidade amostral na análise.

Foram recolhidas amostras da serrapilheira de 50 x 50 cm em cada formação vegetal (FM



e CN). O material foi acondicionado em sacos plásticos e encaminhado ao Centro de Ecologia e Conservação Animal (ECOА), onde a parte mais grossa (galhos e cascas) foi separada por uma peneira. O material mais fino e particulado, junto a restos de matéria vegetal, foi colocado posteriormente no funil de Berlese – Tullgreen, durante 24h, para extração dos pequenos aracnídeos. O material de cada lote foi tratado como unidade amostral na análise.

O material coletado foi conservado em álcool a 70%, triado e identificado no Centro ECOА/ICB/UCSal. O material será cadastrado em fichas padronizadas e encaminhado para a Coleção Araneológica do Instituto Butantan - São Paulo. Uma parcela do material foi cadastrado e depositado na coleção de referência do Centro ECOА.

A análise estatística foi feita, utilizando o programa *Biostat 2.0* (AYRES *et al.*, 2000). Para comparar os parâmetros físicos e ambientais das clareiras naturais com o das florestas maduras, foi utilizado o teste t. Para comparar a abundância das famílias entre clareira e floresta madura, utilizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) com dois fatores. Para verificar a correlação entre a espessura da serrapilheira e a abundância de aranhas de serrapilheira, foi utilizado Regressão Linear.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre as 6 clareiras naturais amostradas, 1 teve como origem a quebra no meio do tronco, 2, quebra na base do tronco e 3 por desenraizamento; 2 foram classificadas como antigas e 4 como recentes. É importante esclarecer que, a partir destes resultados, que ainda são preliminares, não podemos estabelecer padrões, no entanto é possível estabelecer hipóteses. A presença de clareiras originadas por desenraizamento podem estar contribuindo com o estabelecimento de plantas pioneiras, pois Tabarelli e Mantovani (1999) propõem que estas plantas que, geralmente, apresentam sementes pequenas das quais surgem radículas incapazes de penetrar na camada da serrapilheira, se estabelecem preferencialmente na região de solo revolvido pelo desenraizamento. A ocorrência de clareiras naturais com diferentes idades pode contribuir na formação de diferentes microhabitats e, conseqüentemente, aumentar a diversidade de refúgios e recursos para as comunidades animais que habitam ou forrageiam em ambiente de clareira. A presença de clareiras naturais no PMP sugere que o parque ainda mantenha perturbações naturais que contribuem para a manutenção da sua heterogeneidade ambiental, visto que as clareiras são perturbações naturais que aumentam a diversidade de espécies, promovendo a heterogeneidade de hábitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies e prevenindo assim a exclusão competitiva (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; SOUZA, 1984; PICKETT; WHITE, 1985).

No que se refere à avaliação da estrutura física, a espessura da serrapilheira foi mais elevada na floresta madura do que na clareira natural, ($p=0,0785$) - diferença marginal. Em relação à densidade da vegetação, no estrato herbáceo (0,5m) e sub-arbustivo (1,0m), a densidade foi mais elevada em ambiente de clareira do que em ambiente de floresta, já no estrato arbustivo (2,0m) o ambiente de floresta apresentou maior densidade em relação à clareira. No entanto, nos três estratos, as diferenças não foram estatisticamente significativas ($p > 0,05$). A temperatura mínima apresentou maior variação entre os ambientes do que a temperatura máxima, ambas mais elevadas em ambientes de clareiras do que em florestas, no entanto apenas a temperatura mínima apresentou diferença significativa ($p=0,0102$). Em relação à amplitude térmica, embora a floresta madura tenha apresentado um valor mais elevado, este não foi significativo ($p=0,2237$) (Tabela 1).



Tabela 1: Médias e (desvio padrão) da espessura de serrapilheira, densidade da vegetação [herbáceo (0 - 0,5m), sub-arbustivo (0,5 - 1m) e arbustivo (1 - 2m)], temperatura (máxima, mínima) e amplitude térmica da floresta madura e das clareiras naturais no Parque Metropolitano de Pituacu - Salvador - Bahia.

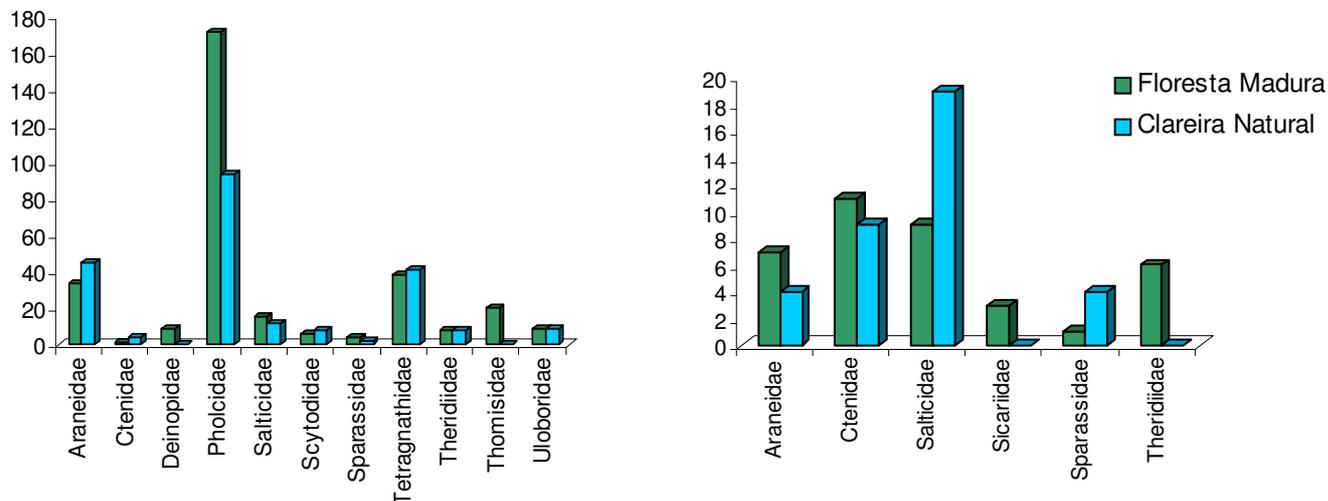
| FLORESTA MADURA | | | CLAREIRA NATURAL | | |
|--|--------------|--------------|------------------|--------------|--------------|
| Espessura da Serrapilheira (cm) | | | | | |
| 5,76 (1,81) | | | 4,96 (2,00) | | |
| Densidade Vegetação (n° toque) | | | | | |
| 0,5m | 1,0m | 2,0m | 0,5m | 1,0m | 2,0m |
| 15,83 (1,79) | 12,42 (1,76) | 12,04 (3,29) | 17,71 (4,12) | 13,97 (1,72) | 10,85 (2,78) |
| Temperatura (°C) | | | | | |
| Máxima | Mínima | Amplitude | Máxima | Mínima | Amplitude |
| 26,75 (2,11) | 22,17 (1,23) | 4,58 (1,56) | 27,47 (2,39) | 23,10 (1,47) | 4,37 (2,33) |

Combinando todos os métodos, foi coletado um total de 632 aranhas, distribuídas em 21 famílias. Em ambiente de clareira natural, foram coletadas 265 aranhas, distribuídas em 14 famílias, 13 foram capturadas por coleta manual e 06, por amostra de serrapilheira. Em ambiente de floresta madura, foram coletadas 367, distribuídas em 18 famílias, dos quais 14 foram capturados por coleta manual e 11 por amostra de serrapilheira (Tabela 2, Figuras 1 e 2). Em relação à abundância de famílias, em ambos os métodos de amostragem (CMD e AS), não houve diferenças significativas entre os ambientes ($p=0,6365$ e $p=0,8154$), respectivamente. Onze famílias ocorreram nos dois ambientes e o índice de similaridade foi 69%. Em relação à AS em ambiente de clareira natural, foi observada uma correlação quase significativa entre a abundância de aranhas e a espessura da serrapilheira ($p=0,0567$) (Figura 03), no entanto esta correlação não foi observada em ambiente de floresta madura ($p=0,3584$) (Figura 04).



Tabela 2: Abundância das famílias nos dois métodos de coleta: coleta manual diurna (CMD) e amostra de serrapilheira (AS), entre os dois ambientes: floresta madura (FM) e clareira natural (CN) no Parque Metropolitano de Pituáçu - Salvador – Bahia.

| FAMÍLIAS | CMD | | | AS | | | CMD + AS | | | | | |
|----------------|------------|------------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|
| | FM | CN | Total | FM | CN | Total | FM | % | CN | % | Total | % |
| Araneidae | 34 | 45 | 79 | 7 | 4 | 11 | 41 | 11.17 | 49 | 18.49 | 90 | 14.24 |
| Caponnidae | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0.54 | 0 | 0.00 | 2 | 0.32 |
| Clubionidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0.27 | 0 | 0.00 | 1 | 0.16 |
| Corinnidae | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0.27 | 2 | 0.75 | 3 | 0.47 |
| Ctenidae | 1 | 4 | 5 | 11 | 9 | 20 | 12 | 3.27 | 13 | 4.91 | 25 | 3.96 |
| Deinopidae | 9 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2.45 | 0 | 0.00 | 9 | 1.42 |
| Mimetidae | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0.54 | 0 | 0.00 | 2 | 0.32 |
| Pholcidae | 172 | 94 | 266 | 1 | 0 | 1 | 173 | 47.14 | 94 | 35.47 | 267 | 42.25 |
| Pisauridae | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0.54 | 0 | 0.00 | 2 | 0.32 |
| Salticidae | 16 | 12 | 28 | 9 | 19 | 28 | 25 | 6.81 | 31 | 11.70 | 56 | 8.86 |
| Scytodidae | 6 | 8 | 14 | 2 | 0 | 2 | 8 | 2.18 | 8 | 3.02 | 16 | 2.53 |
| Selenopidae | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 | 1 | 0.38 | 1 | 0.16 |
| Senoculidae | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 | 1 | 0.38 | 1 | 0.16 |
| Sicariidae | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 3 | 0.82 | 0 | 0.00 | 3 | 0.47 |
| Sparassidae | 4 | 2 | 6 | 1 | 4 | 5 | 5 | 1.36 | 6 | 2.26 | 11 | 1.74 |
| Tetragnathidae | 39 | 41 | 80 | 0 | 0 | 0 | 39 | 10.63 | 41 | 15.47 | 80 | 12.66 |
| Theridiidae | 8 | 8 | 16 | 6 | 0 | 6 | 14 | 3.81 | 8 | 3.02 | 22 | 3.48 |
| Thomisidae | 20 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 20 | 5.45 | 0 | 0.00 | 20 | 3.16 |
| Uloboridae | 9 | 9 | 18 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2.45 | 9 | 3.40 | 18 | 2.85 |
| Zodariidae | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0.27 | 1 | 0.38 | 2 | 0.32 |
| Zoridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0.00 | 1 | 0.38 | 1 | 0.16 |
| TOTAL | 323 | 227 | 550 | 44 | 38 | 82 | 367 | 100.00 | 265 | 100.00 | 632 | 100.00 |



Figuras 1 e 2: Abundância das famílias nos dois métodos de coleta: coleta manual diurna (CMD) e amostra de serrapilheira (AS), respectivamente, entre os dois ambientes: floresta madura (FM) e clareira natural (CN) - Parque Metropolitano de Pituvaçu - Salvador - Bahia.

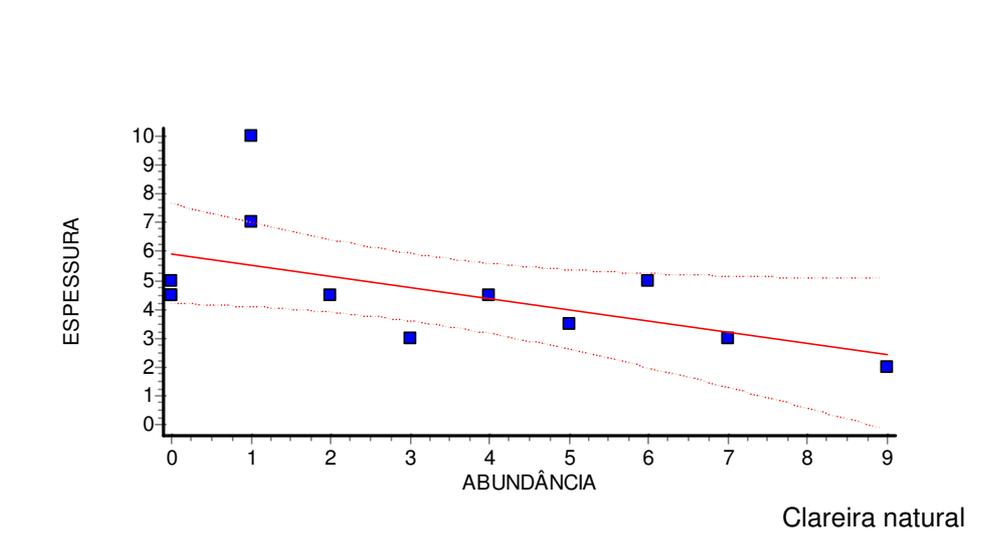


Figura 3: Correlação entre a abundância das famílias de aranhas e a espessura da serrapilheira em clareira natural - Parque Metropolitano de Pituvaçu - Salvador - Bahia

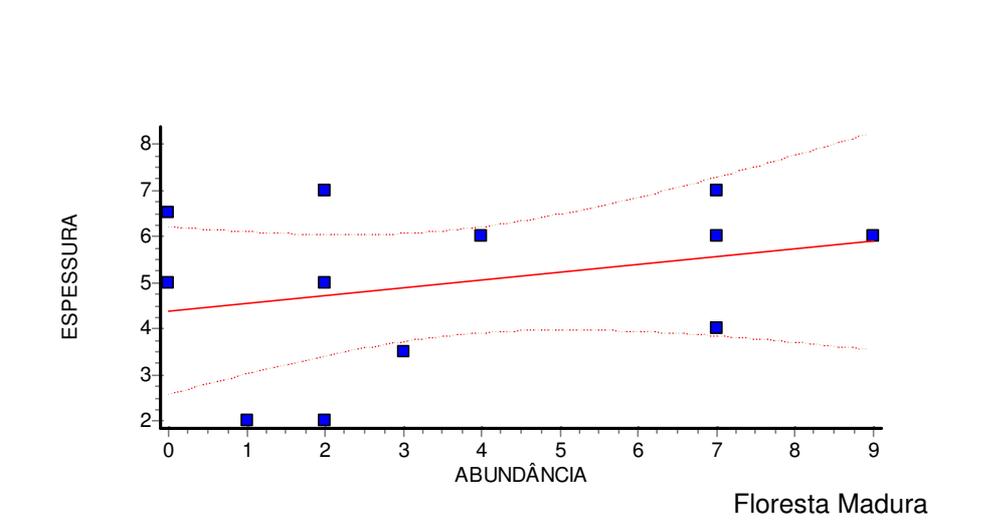


Figura 4: Correlação entre a abundância das famílias de aranhas e a espessura da serrapilheira em floresta madura - Parque Metropolitano de Pituvaçu - Salvador – Bahia.

Fundamentado em diversas publicações, esperava-se que a comunidade de aranhas do PMP respondesse a diferenças significativas entre os ambientes (CN e FM), pois diversos autores têm relacionado aspectos da estrutura física e ambiental com composição de comunidades de aranhas: (UETZ, 1976, 1979; HÖFER; MARTIUS; BECK, 1996; GRENN, 1999) demonstraram que diferenças na estrutura da serrapilheira podem influenciar fortemente as comunidades de aranhas, principalmente aquelas que vivem no solo; (HUHTA, 1971; COYLE, 1981; WISE, 1993; FOELIX, 1996; GRENN, 1999; TOTI; COYLE; MILLER, 2000) propõem que as diferenças na densidade de folhagem influenciam principalmente as espécies de aranhas de teia, pois estas têm sua distribuição intimamente associada à estrutura espacial do ambiente que habitam, pois requerem tipos específicos de estruturas para a fixação de suas teias; Silva (2004 – *in press*) demonstrou que a estrutura física influenciou positivamente a abundância de aracnídeos no PMP.

Desta forma, sugerimos que a falta de diferença entre a comunidade de aranhas entre CN e FM pode estar relacionada a dois fatores: [1] foi analisado material de apenas 2 campanhas de coleta que representam apenas cerca de 17% do que se pretende amostrar; [2] a identificação taxonômica encontra-se ainda em nível de família, portanto espera-se que a identificação em nível de espécies possa alterar os resultados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Analisando-se os resultados, pode-se estabelecer a seguinte hipótese a ser testada até o fim deste projeto: a presença de clareiras naturais no PMP, que diferem significativamente em alguns aspectos físicos e ambientais com os ambientes de floresta madura, sugere que o parque ainda mantenha perturbações naturais que contribuem para a manutenção da sua heterogeneidade ambiental. No entanto fatores históricos e ecológicos, associado a perturbações antrópicas da área, podem interferir neste processo, promovendo o empobrecimento da biota original através da substituição de espécies especialistas de floresta por espécies generalistas.



REFERÊNCIAS

AYRES, M.; AYRES JR, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.. **Bioestat 2.0**. Universidade São Paulo. São Paulo, Sp, Brasil, 2000.

BENATI, K.R.; SOUZA-ALVES J.P.; SILVA E. A.; COUTINHO E. O.; PERES, M. C. L. (*in press*). Efeito da fragmentação sobre as comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em três remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. **Revista Bioneotropical**, 2004.

CHAZDON, R.L.; N. FETCHER. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, n.72, p.553-564, 1984.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, n. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONCEIÇÃO, A. de S.; COSTA, J.A.S.; FARIA, L.S.S. Plantas ruderais do entorno do campus da Universidade Católica do Salvador. In: **Anais do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1998, p.365.

COYLE, F.A. 1981. Effects of clearcutting on the spiders community of a Southern Appalachian forest. **Journal of Arachnology**, 9:285-298.

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, n.12, p. 45-47, 1980.

FOELIX, R.F. **Biology of Spiders**. Oxford University Press, New York, 2^a ed., 1996

GREEN P.T. Canopy gap in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, n. 12, p. 27-434, 1996.

HÖFER, H.; MARTIUS, C.; BECK, L. The composition in Amazonian rain forest after experimental liter addition in small plots. **Pedobiologic**, 40:570-576. 1996.

HUHTA, V. Succession in the spider communities of the forest floor after clearcutting and prescribed burning. **Annales Zoologici Fennice**, 8:483-542. 1971.

LEVEY, D.J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, v. 4, n. 69, p.1076-1089, 1988.

PERES, M. C. L.; SILVA, J. M. C.; BRESCOVIT A. D. (*in press*). The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 2004.

PICKETT, S.T.; P. S. WHITE. **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. Academic Press. Orlando, Florida. USA, 1985.

- PLATNICK, N. I. An abundance of spiders. **Natural History**, p. 52-52, 1995.
- PLATNICK, N. I. The World Spider Catalog, version 4.5 (online), 2004. Disponível em: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog> 81-87/COUNTS.htm. Acesso: 16/06/2004.
- RICHARD, P.W. **The tropical rain forest**. Cambridge University Press London, 1996.
- SANTOS, A.J. (dos). **Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (LINHARES-ES)**. 1999. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – área Ecologia). UNICAMPI. Campinas. São Paulo.
- SOUZA W.P. The role disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematic**, n.15, p.353-391, 1984.
- SILVA, E. A. Estudo da composição das comunidades de aracnídeos (Arachnida) de folhíço no Parque Metropolitano de Pituáçu, Salvador, Bahia. In: **Anais VII Semana de Mobilização Científica**. Universidade Católica do Salvador. . 2004.
- STILES, F.G. Ecology, flowering phonology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. **Ecology**, n. 56, p. 285-301, 1975.
- SIMÓ, M.; PÉREZ-MILES F.; PONCE DE LEÓN; ACHAVAL, F. E; MENEGHEL M. Relevamiento de fauna de la quebrada de los cuervos; área natural protegida. **bol. soc. zool. del uruguay**, n. 2, p.1-20, 1994.
- TABARELLI, M; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica Montana. **Rev. Brasil. Biol.**, v.2, n. 59, p. 251-261, 1999.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-Phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, 148:149-155. 2000.
- TELES, A. M.; BAUTISTA, H. P. Flora do Parque Metropolitano de Pituáçu e seus arredores, Salvador, Bahia: Compositae In: **Anais do 52º Congresso Nacional de Botânica**. João Pessoa: Espaço Cultural José Lins do Rego, 2001, p. 235.
- THOMPSON, J.N. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. **American Midland Naturalist**, n. 104, p.176-184, 1980.
- TOTI, D.S.; COYLE, F.A.; MILLER, J.A. A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **Journal of Arachnology**, n. 28, p.329-345,2000.
- UETZ, G.W. Gradient analyses of spiders communities in a streamside forest. **Oecologia**, n. 22, p.373-385, 1976.
- UETZ, G.W. The influence of variation in litter habitat on spider communities. **Oecologia (Berl.)**, n. 40, p.29-42, 1979.



WISE, D.H.. **Spiders in ecological webs**. Cambridge University Press, Cambridge, U.K,1993

VANDERMEER J.H.; STOUT, J.; MILLER, G. Grow rates of *Welfia georgii*, *Socratea durissima* and *Iriatea gigantea* under various conditions in a natural rainforest in Costa Rica. **Principes**, n.18, p.148-154, 1974.