

Diversidade de Aracnídeos em clareiras naturais e interior de floresta atlântica no Parque Metropolitano de Pituvaçu, Bahia, Brasil

Diversity of Arachnids on tree-fall gaps and Atlantic forest interior of the Pituvaçu Metropolitan Park, Bahia, Brazil

Marcelo Cesar Lima Peres ^{1,2,4,6}; Kátia Regina Benati ^{2,3}; Marcelo Alves Dias ^{2,4}; Tércio da Silva Melo ²; Daniela Uzel Sena ^{2,5}

¹ Universidade Católica do Salvador. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Social- Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental, Bahia, Brasil

² Universidade Católica do Salvador. Centro de Ecologia e Conservação Animal (ECOA), Bahia, Brasil

³ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento - Universidade Federal da Bahia, Brasil

⁴ Lacerta Consultoria, Projetos & Assessoria Ambiental LTDA

⁵ Faculdade de Alagoas, FAL, Brasil

⁶ Autor para correspondência (*Author for correspondence*): peresmcl@ig.com.br

Resumo

A formação de clareiras é a forma mais visível de perturbação em florestas. Objetivou-se comparar as variáveis ambientais e a comunidade de aracnídeos entre formações de clareiras naturais (CN) e sítios de floresta adjacente (FA) no Parque Metropolitano de Pituvaçu. A partir desta comparação, avaliamos a importância das clareiras naturais na manutenção da heterogeneidade de habitat no Parque. Durante 12 meses consecutivos coletou-se em 12 áreas, estimando-se as áreas das CN, e mensurando-se 18 variáveis ambientais. Coletou-se aracnídeos por 60h de coleta manual diurna e 144 amostras de serrapilheira (50x50cm). Para comparar as variáveis ambientais e os aracnídeos entre CN e FA, utilizou-se o teste t e análise de agrupamento MRPP. Para verificar a influência das variáveis ambientais sobre os aracnídeos utilizou-se Regressão Múltipla. Houve diferenças significativas das variáveis ambientais entre as duas formações vegetais. Coletou-se 1681 aracnídeos, que não diferiram significativamente entre CN e FA, em relação à abundância, composição de família e espécies. Não se verificou influência significativa das variáveis sobre a abundância, diversidade de famílias e riqueza em espécies de aranhas. Apesar das diferenças entre as variáveis ambientais, as comunidades de aracnídeos não diferiram, sugerindo uma alteração na fauna original do Parque. Inferimos que a importância das CN como mecanismo de manutenção da diversidade, pode estar sendo negativamente influenciada pelos fatores históricos e ecológicos da área. **Palavras-chave:** distúrbios intermediários, clareiras, perturbação antrópica, heterogeneidade espaço-temporal.

Abstract

The formation of tree-fall gaps is a clearly form of forest disturbance. We aimed to compare the environmental variables and the arachnid community among tree-fall gaps formations (TG) and nearby forest sites (NF) on the Pituvaçu Metropolitan Park. From this comparison, we evaluate the importance of natural gaps in the habitat heterogeneity management in the Park. For 12 consecutive months, we sampled in 12 areas, estimating the TG areas and measuring 18 environmental variables. We manually sampled arachnids during daytime for 60h and 144 samples of leaf litter (50x50cm). To compare the environmental variables and arachnids between TG and NF, we used the t test and cluster analysis MRPP. To verify the influence of environmental variables on the arachnids we used multiple regression. We found significant differences in environmental variables between the two vegetation types. We sampled 1681 arachnids, which did not differ significantly between TG and NF concerning the abundance, family and species composition. We did not find significant influence of the variables on the abundance, diversity of families and species richness of spiders. Despite the differences between the environmental variables, the communities of arachnids did not differ, suggesting it changed from the original Park's fauna. We infer that the importance of TG as a mechanism of diversity management can be negatively influenced by historical and ecological factors of the area.

Keywords: intermediate disturbance, tree-fall gap, anthropic perturbation, spatiotemporal heterogeneity.

INTRODUÇÃO

O desflorestamento histórico da Floresta Atlântica levou a uma redução de cerca 92% de sua área original (Myers et al., 2000), restringindo-se apenas 99.944km² (Conservation Internacional et al., 2012). Somente nos últimos 15 anos, (1985-2000), ocorreu a perda drástica de cerca 11.650 km² da cobertura vegetal da floresta atlântica (Hirota, 2003). Diante deste

panorama e considerando-se o elevado grau de endemismos e riqueza em espécies, a floresta atlântica figura entre os cinco mais importantes no *ranking* dos 34 *hotspots* mundiais (Mittermeier et al., 2005).

A floresta atlântica abrange amplas formações vegetais tropicais e subtropicais, revelando

uma composição extremamente heterogênea (Tabarelli et al., 2000). A origem desta heterogeneidade está vinculada a diversos fenômenos, dentre estes se destacam as perturbações naturais (Levey, 1988; Brandani et al., 1988; Richard, 1996). As perturbações naturais aumentam a heterogeneidade de hábitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies, prevenindo a exclusão competitiva e promovendo a diversidade (Connell, 1978; Denslow, 1980; Pickett & White, 1985). A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de uma ou mais árvores, formando uma abertura no dossel (Green, 1996; Richard, 1996). Este processo cria uma abertura no dossel (Green, 1996; Richard, 1996) e promove mudanças significativas na estrutura ambiental destas áreas (Whitmore et al., 1993), que, conseqüentemente, geram diferenças substanciais na estrutura e composição da vegetação (Denslow, 1980; Levey, 1988).

As clareiras naturais influenciam a distribuição espacial e temporal de plantas e, conseqüentemente, afetam os animais que interagem com estes organismos (Stiles, 1975; Dunn, 2004). Entretanto, ainda existem poucos estudos avaliando mudanças nas comunidades animais. Esta escassez de estudos avaliando as comunidades animais ocasiona uma lacuna de conhecimento dificultando uma compreensão mais ampla do papel das clareiras na dinâmica ecológica de florestas tropicais. Os estudos com animais revelaram diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de aves (Levey, 1988), aranhas (Peres et al., 2007; Peres et al., 2010, Peres et al., 2014) e riqueza de formigas (Basu, 1997) entre clareiras naturais e florestas adjacentes. Entretanto, outros estudos com formigas não encontraram diferença entre estas formações (Feener & Schupp, 1998; Patrick et al., 2012).

As aranhas estão entre os animais mais abundantes e diversos, constituindo a sétima

maior ordem animal em riqueza (Coddington & Levi, 1991), com 44.590 espécies descritas (Platnick, 2014). Na estrutura trófica das comunidades, agem como predadores secundários (Riechert & Bishop, 1990), regulando direta ou indiretamente a abundância de táxons que atuam em importantes processos ecossistêmicos, como herbivoria, polinização, decomposição e dispersão (Churchill, 1997). A distribuição e densidade populacional das aranhas estão associadas a fatores ambientais, como temperatura, umidade relativa do ar e luminosidade (Huhta, 1971; Dondale & Binns, 1977; Rypstra, 1986), fisionomia, riqueza e composição vegetal (Toti et al., 2000) e também à disponibilidade de presas e predadores (Gibson et al., 1992). Em florestas tropicais, a estrutura do hábitat influencia a composição e riqueza em espécies das assembléias de aranhas (Uetz, 1991; Santos, 1999). A estrutura da serrapilheira afeta a abundância (Bultman & Uetz, 1984), a composição e a riqueza em espécies de aranhas (Benati et al., 2010; Benati et al., 2011). Os distúrbios também podem influenciar as assembléias de aranhas (Coyle, 1981; Kowal & Ralph, 2011).

Por fim, percebe-se a importância de clareiras naturais, tanto nos processos sucessionais naturais (Brokaw, 1982), quanto na restauração ecológica de áreas perturbadas antropicamente (Gómez-Pompa, 1971). Nestes processos, não apenas o estabelecimento de espécies arbóreas é importante, mas também de todos os organismos associados, vegetais, animais e microrganismos (Kageyama & Gandara, 2003), além da recuperação e manutenção da estrutura física e ambiental.

O objetivo foi comparar a abundância, riqueza e composição de aracnídeos entre formações de clareiras naturais e sítios florestas adjacentes no Parque Metropolitano de Pitucaçu. A partir desta comparação, avaliamos a importância das clareiras naturais na manutenção da heterogeneidade de habitat no Parque.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Parque Metropolitano de Pituáçu (12° 56'S e 38° 24'W) possui cerca de 450ha (Sema, 2014). O parque está classificado como Floresta Ombrófila Densa (Teles & Bautista, 2006), e possui o antigo reservatório de água da cidade de Salvador. Embora o Parque tenha um histórico de intensas perturbações antrópicas, estando ainda, isolado de outros fragmentos florestais (Oliveira-Alves et al., 2005), é possível localizar pontos de mata secundária, em estágios de regeneração inicial e médio (Teles & Bautista, 2006).

As coletas foram realizadas em seis formações de clareira natural (CN) e seis sítios de floresta adjacente (FA), durante 12 meses consecutivos. As áreas foram selecionadas a partir de três critérios: a) preferencialmente clareiras jovens (< 2 anos), b) a distância entre clareira natural e floresta adjacente foi de no mínimo de 30 m e (c) foram considerados sítios de floresta quando não apresentavam nenhum indício de perturbações que os caracterizassem como clareira, principalmente no que se refere a abertura do dossel.

Foram estimadas (1) áreas das clareiras a partir do cálculo da área da elipse proposta por Tabarelli e Mantovani (1999), onde: $A = \pi \cdot B \cdot C$, sendo A = área da elipse, $\pi = 3,1416$, B = raio maior/2 e C = raio menor/2; (2) a origem: quebra da copa, quebra do tronco ou desenraizamento e (3) 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).

Mensalmente as medidas de temperatura (máxima, mínima e amplitude) nas áreas amostrais foram aferidas durante cinco dias consecutivos, totalizando 60 amostras. Foram mensuradas 144 amostras de espessura da serrapilheira. Para a estimativa da densidade da vegetação foram analisadas 288 amostras, 144 de cada formação vegetal, utilizando-se

uma cruz composta por duas hastes de 1m de comprimento. Esta cruz foi disposta em três estratos acima do solo 0,5 m, 1 m e 2 m, sendo contados individualmente em cada estrato, quantos toques de vegetação (folhas, ramos e flores) ocorrem ao longo da cruz. A cobertura da serrapilheira e cobertura de herbácea foram mensuradas em escala ordinal, 1 (0-25%), 2 (26-50%), 3 (51 a 75%) e 4 (76-100%), dentro das 12 áreas amostrais de (21 m²). As medidas de circunferência à altura do peito (CAP) foram verificadas a 1,5 m da superfície, foram mensurados todos os indivíduos lenhosos que ocupavam as 12 áreas amostrais.

Amostragem da fauna de aracnídeos

Coleta manual diurna: Os aracnídeos foram coletados manualmente, com o auxílio de pinças, no solo, folhagem, em teias, sob troncos, arbustos, e cascas de árvores. As coletas foram realizadas nas 12 áreas (6 CN e 6 FA) com 21 m² (7 x 3 m), com esforço de coleta de 1 hora, efetuada apenas por um coletor. Estas áreas foram amostrados durante 5 meses alternados, totalizando 60h de amostras.

Amostra de serrapilheira: Foram recolhidas mensalmente 12 amostras da serrapilheira de 50 x 50 cm, seis em cada formação vegetal (FA e CN) totalizando 144 amostras ao longo dos 12 meses consecutivos de coleta. O material foi colocado posteriormente no funil de *Berlese* – *Tullgreen* durante 24h para extração dos aracnídeos.

Análises estatísticas

Para verificar a riqueza em espécies e a frequência de espécies raras foi utilizado o software *EstimateS* 7.00. O software *GraphPad InStat*® foi utilizado para comparar as variáveis ambientais, abundância de aracnídeos e a abundância de aranhas entre as duas formações vegetais. Aplicando-se o teste t, quando os dados tinham distribuição normal (*Kolmogorov Sminorv*, $P > 0,10$), homocedasticidade e

independência, ou o teste de *Mann-Whitney* (Teste *U*) quando os dados não atendiam estas premissas. Para verificar a influência da estrutura física sobre a abundância, diversidade de famílias e riqueza em espécies de aranhas de serrapilheira foi utilizado a Regressão Múltipla também através do *software GraphPad Instat®*. O *software* (PC-ORD©) foi utilizado para as seguintes avaliações: (a) para comparar a composição de famílias e espécies de serrapilheira entre as duas formações vegetais (CN e FA) foi aplicado a análise de agrupamento MRPP (Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla) e (b) para verificar como as 12 áreas (CN e FA) se agrupavam de acordo com as variáveis ambientais, foi aplicado a Análise de *Cluster*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estrutura das clareiras naturais

As seis clareiras naturais foram consideradas pequenas (Brokaw, 1982), apresentando áreas entre 31,8 e 116,8 m² (Tabela 1). Dentre estas, uma teve como origem a quebra no meio do tronco, duas quebra na base do tronco e três por desenraizamento; duas foram classificadas como antigas e quatro como recentes.

Tabela 1. Estrutura das clareiras naturais (CN) no Parque Metropolitano de Pituáçu (Salvador, Bahia, Brasil).

Tabela 1. Structure of tree-fall gaps (CN) in the Pituáçu Metropolitan Park (Salvador, Bahia, Brasil).

Ponto	Origem	Idade	Área (m ²)
CN 1	Desenraizamento	Antiga	31.81
CN 2	Quebra no tronco a 3,5m do solo	Recente	47.72
CN 3	Quebra na base do tronco	Antiga	65.66
CN 4	Desenraizamento	Recente	37.01
CN 5	Quebra na base do tronco	Recente	116.85
CN 6	Desenraizamento	Recente	59.31

O tamanho e origem das clareiras são fatores determinantes no estabelecimento das plantas pioneiras (Whitmore, 1982; Barton, 1984; Tabarelli & Mantovani, 1999). Clareiras pequenas (<150 m²) influenciam negativamente o estabelecimento de plantas pioneiras (Barton,

1984), já clareiras naturais originadas por desenraizamento favorecem o estabelecimento destas plantas. Visto que, estas plantas se estabelecem preferencialmente na região onde o solo foi revolvido pelo desenraizamento (Tabarelli & Mantovani, 1999). Considerando a importância das plantas pioneiras na sucessão ecológica (Kageyama & Gandara, 2003), as clareiras originadas por desenraizamento no Parque tem uma contribuição importante para o processo de recuperação local das áreas coletadas, entretanto o tamanho pequeno pode afetar negativamente este processo.

Numa maior escala as intensas influências e perturbações antrópicas no PMP, devido a abertura dos dosséis, extensas áreas de borda (Oliveira-Alves et al., 2005) e a presença de um reservatório de água (não natural), oferecem habitats adequados ao estabelecimento das pioneiras. Desta forma, estes distúrbios podem interferir na importância das clareiras naturais como mecanismo de manutenção na riqueza em espécies deste fragmento. Ainda, a presença de plantas mais tolerantes as condições edáficas, competem com as pioneiras nestes habitats iluminados Tabarelli e Mantovani (1999). Visto que, as pioneiras apresentam sementes pequenas, das quais surgem radículas incapazes de penetrar na camada de serrapilheira (Tabarelli & Mantovani 1999).

Estrutura física e temperatura do PMP

O dendograma (Figura 1), exibiu uma alta similaridade (cerca de 90%) entre a maioria dos pontos de floresta adjacente (FA), exceto o ponto (FA5), que apresentou similaridade mais elevada, cerca de 95%, com um ponto de clareira (CN 5). Provavelmente o elevado número de troncos caídos presentes em FA5, que superou em mais de 3 vezes os outros pontos de floresta adjacente, é um dos principais fatores que provocou a diferenciação deste ponto em relação aos outros pontos de floresta. A alta similaridade entre FA4 e CN 1 provavelmente deve-se ao fato deste ponto de

clareira ser muito antiga e apresentar tamanho reduzido (31,81 m²). Apresentando, portanto, o dossel fechado, impedindo a penetração de luz solar, considerado um dos principais fatores que promovem a diferenciação entre clareiras naturais e floresta adjacente (Richard, 1996).

Em relação aos pontos de clareira natural, não foi observada similaridade elevada entre os

mesmos, indicando que as estrutura física entre estes pontos seja diferenciada. Esta falta de agrupamento dos pontos de CN pode estar associada ao fato de que as clareiras avaliadas apresentam tamanho, origem e idade diferenciada, fatores que influenciam no processo de colonização e regeneração natural destes sítios (Barton, 1984; Brokaw, 1985; Whitmore, 1989, 1996).

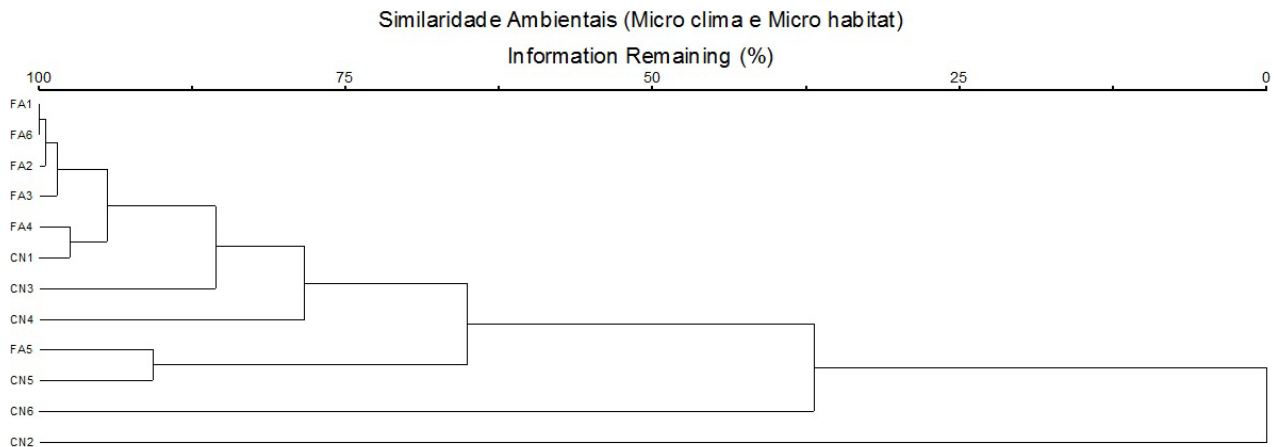


Figura 1. Dendrograma exibindo o agrupamento das 12 áreas - clareira natural (CN) e floresta adjacente (FA) - Parque Metropolitan de Pituçu (Salvador, Bahia, Brasil). A partir do índice da distância Euclidiana através da Análise de Cluster.

Figure 1. Dendrogram showing the grouping of 12 areas. Tree-fall gap (CN) and nearby forest (FA) in the Pituçu Metropolitan Park (Salvador, Bahia, Brazil). The index of the Euclidean distance from the Cluster analysis.

Foram verificadas diferenças significativas entre as duas formações vegetais na maioria dos aspectos da estrutura física e ambiental. A espessura da serrapilheira e o CAP foram mais elevados na floresta adjacente ($t= 2,6$; $P= 0,00$ e $t= 2,95$; $P= 0,01$), respectivamente. A frequência de troncos caídos com diâmetro superior a 15 cm foi mais alta em formação de clareira. Em relação à estimativa da densidade da vegetação, no subarbustivo (1,0 m) a densidade foi mais elevada em ambiente de clareira ($U= 119$; $P= 0,02$), já o estrato arbustivo (2,0 m) foi mais elevado em ambiente de floresta ($U= 11835$; $P= 0,03$), o estrato herbáceo (0,5 m) não diferiu significativamente ($U= 116$; $P= 0,07$). As temperaturas máxima e mínima foram mais elevadas em ambiente de clareira ($t= 2,6$; $P= 0,01$ e $t= 2,36$; $P= 0,01$), respectivamente.

Em relação à amplitude térmica, embora a clareira tenha apresentado um valor mais elevado, este não foi significativo ($t= 1,32$; $P= 0,18$) (Tabela 2).

Tabela 2. Médias e (desvio padrão) da espessura de serrapilheira, circunferência a altura do peito (CAP), frequência de troncos caídos, densidade da vegetação [herbáceo (0 - 0,5m), sub-arbustivo (0,5 - 1m) e arbustivo (1 - 2m)], temperatura (máxima, mínima) e amplitude das florestas adjacente e das clareiras naturais no Parque Metropolitano de Pituvaçu (Salvador, Bahia, Brasil).

Table 2. Means and (standard deviation) of leaf litter thickness, circumference at breast height (CBH), frequency of fallen logs, vegetation density [herbaceous (0 - 0.5m), sub-shrub (0.5 - 1m) and shrub (1 - 2m)], temperature (maximum, minimum) and amplitude of nearby forests and tree-fall gap in the Pituvaçu Metropolitan Park (Salvador, Bahia, Brazil).

FLORESTA ADJACENTE			CLAREIRA NATURAL		
Espessura da serrapilheira (cm)			Espessura da serrapilheira (cm)		
5,29 (1,55)			4,53 (1,86)		
CAP (cm/m²)			CAP (cm/m²)		
0,66 (0,14)			0,44 (0,08)		
Frequência de troncos caídos			Frequência de troncos caídos		
10,50 (7,39)			5,83 (6,24)		
Densidade vegetação			Densidade vegetação		
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)			Temperatura (°C)		
Máxima	Mínima	Amplitude	Máxima	Mínima	Amplitude
26,9 (2,23)	21,9 (1,35)	5,0 (1,86)	28,2 (2,94)	22,6 (1,65)	5,6 (2,98)

A princípio as diferenças encontradas entre as variáveis ambientais de clareira natural e floresta adjacente indicam que no PMP as clareiras naturais, fenômeno considerado como a forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas (Richard, 1996), ainda mantém micro-habitat e microclima diferenciado, corroborando com o proposto por diversos autores que relatam que as perturbações naturais promovem a heterogeneidade de habitat. No entanto, faz-se necessário uma avaliação de plantas pioneiras, visto que as mesmas são de elevada importância para a regeneração da floresta tropical e dependem das clareiras naturais para se estabelecer (Whitmore, 1990). De forma geral, no PMP, as plantas pioneiras não dependem necessariamente das clareiras para se estabelecerem, pois existem outros habitats com dossel aberto, como bordas de mata (ver Oliveira-Alves et al., 2005), adequados ao estabelecimento de plantas heliófilas.

Além disso, estes habitats iluminados parecem favorecer a colonização de outras plantas tolerantes à sombra, que de acordo com Gómez-Pompa e Vazquez-Yanes (1981), são menos afetadas pela disponibilidade de nutrientes do solo, pois apresentam micorrizas.

Propomos que embora as clareiras naturais estejam contribuindo para a formação estrutural de micro-habitat e microclimas no Parque, o que possivelmente contribuiria para a heterogeneidade do mesmo, o seu histórico de impactos antrópicos contribuiu para o empobrecimento da biota local. O fato de que a floresta do Parque Metropolitano de Pituvaçu ter sido bastante modificada ao longo do tempo, tanto pelo efeito do seu isolamento em relação a outros trechos de floresta (Oliveira-Alves et al., 2005), como pelos sucessivos ciclos de alterações antrópicas no interior da floresta, tais como a remoção de árvores de grande porte

Oliveira-Alves et al). Em conjunto, estes fatores geraram empobrecimento da biota original, com a substituição de espécies especialistas de floresta por espécies generalistas de borda e clareiras, que segundo (Tabarelli, 1998) possuem estratégias de vida mais bem ajustadas aos tipos de impacto causados pela atividade humana.

Este empobrecimento da biota foi também indicado pela fauna de aracnídeos que não diferiu significativamente entre os ambientes de floresta adjacente e clareira natural ($U= 580,50$; $P= 0,36$), assim como não mostrou sofrer nenhuma influência das variáveis ambientais.

Foi coletado um total de 1681 aracnídeos distribuídos em cinco ordens, 904 espécimes em ambiente de floresta e 777 em clareira. As ordens mais frequentes em ambos ambientes

foram: Araneae (65,44%) e Opiliones (19,39%). As aranhas formaram um total de 1100 indivíduos distribuídos em 28 famílias e 60 espécies. Em clareira natural, foram coletadas 497 aranhas, distribuídas em 20 famílias, em ambiente de floresta adjacente, foram coletadas 603, 603, distribuídas em 24 famílias (Tabela 3 e Figura 2). A abundância de aranhas não diferiu significativamente entre os ambientes ($U= 444,50$; $P= 0,39$).

Não foram encontradas diferenças significativas entre clareira natural e floresta adjacente, em relação à composição de famílias ($t= 1,93$; $P= 0,99$) e composição de espécies ($t= 0,93$; $P= 0,85$). Em relação as variáveis ambientais, não foi verificada influência significativa da estrutura física e parâmetros ambientais sobre a abundância, diversidade de famílias e riqueza em espécies de aranhas ($P= 0,48$; $P= 0,57$ e $P= 0,32$), respectivamente.

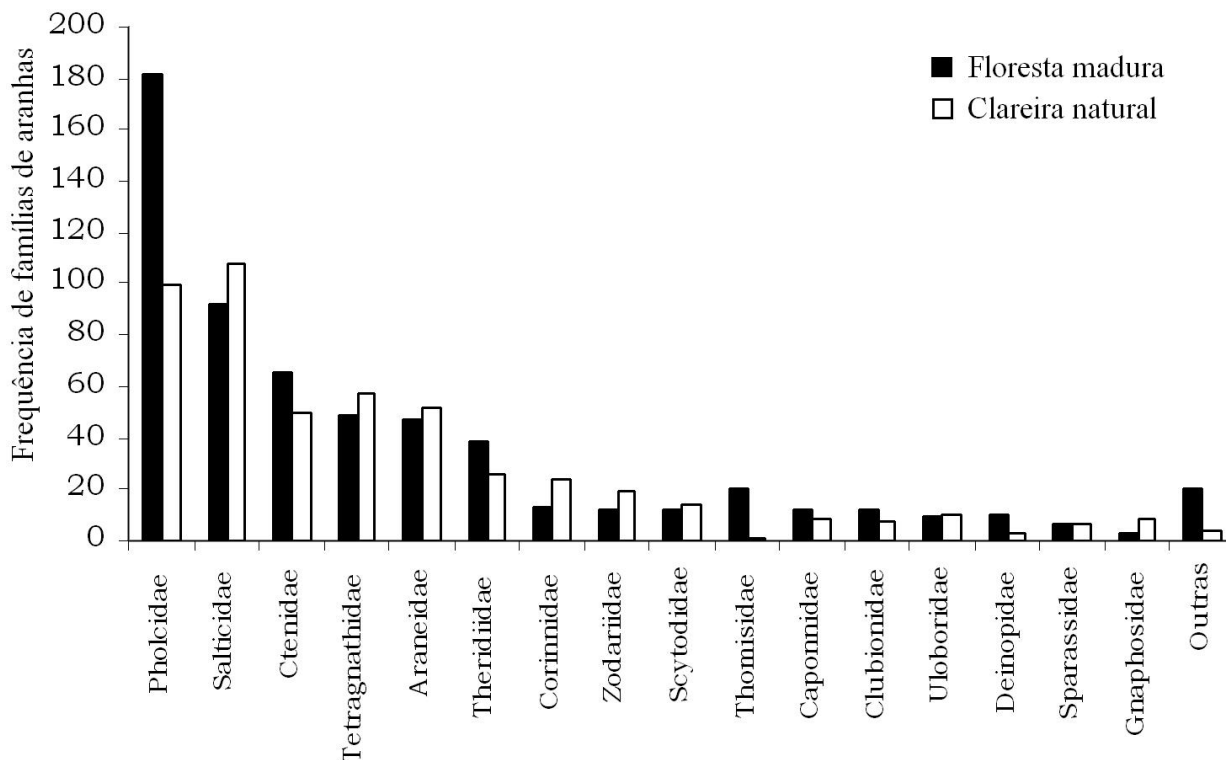


Figura 2. Frequência das famílias de aranhas entre os dois ambientes: floresta adjacente (barras pretas) e clareira natural (barras cinza) - Parque Metropolitano de Pituvaçu (Salvador, Bahia, Brasil). *Outras: famílias representadas por menos de 10 indivíduos.

Figure 2. Frequency of families of spiders between the two environments: nearby forest (black bars) and tree-fall gap (gray bars) - Pituvaçu Metropolitan Park (Salvador, Bahia, Brazil). *“Outras”: families represented by less than 10 individuals.

Tabela 3. Abundância de aracnídeos e das famílias de aranhas nos dois métodos de coleta: coleta manual diurna (CMD) e amostra de serrapilheira (AS), entre os dois ambientes: floresta adjacente (FA) e clareira natural (CN) no Parque Metropolitano de Pituvaçu, Salvador, Brasil.

Table 3. Abundance of spiders and spider families in the two collection methods: daytime manual collection (CMD) and sample of leaf litter (AS) between the two environments: forest nearby (FA) and tree-fall gap (CN) in Pituvaçu Metropolitan Park, Salvador, Brazil.

Arachnida		CMD			AS			CMD + AS		
Ordens	Famílias	FA	CN	Total	FA	CN	Total	FA	CN	Total
Araneae	Anyphaenidae	0	0	0	1	0	1	1	0	1
	Araneidae	34	45	79	13	7	20	47	52	99
	Caponiidae	0	0	0	12	8	20	12	8	20
	Clubionidae	0	0	0	12	7	19	12	7	19
	Coriniidae	1	1	2	12	23	35	13	24	37
	Ctenidae	1	4	5	64	46	110	65	50	115
	Deinopidae	9	0	9	1	3	4	10	3	13
	Diguetidae	0	0	0	5	0	5	5	0	5
	Gnaphosidae	0	0	0	3	8	11	3	8	11
	Mimetidae	2	0	2	0	0	0	2	0	2
	Miturgidae	0	0	0	1	0	1	1	0	1
	Oonopidae	0	0	0	5	0	5	5	0	5
	Oxyopidae	0	0	0	0	1	1	0	1	1
	Palpimanidae	0	0	0	1	0	1	1	0	1
	Pholcidae	172	94	266	10	6	16	182	100	282
	Pisauridae	2	0	2	0	0	0	2	0	2
	Salticidae	16	12	28	76	96	172	92	108	200
	Scytodidae	6	8	14	6	6	12	12	14	26
	Selenopidae	0	1	1	0	0	0	0	1	1
	Senoculidae	0	1	1	0	0	0	0	1	1
	Sicariidae	0	0	0	3	0	3	3	0	3
	Sparassidae	4	2	6	2	4	6	6	6	12
	Tetragnathidae	39	41	80	10	16	26	49	57	106
Theraphosidae	0	0	0	0	1	1	0	1	1	
Theridiidae	8	8	16	31	18	49	39	26	65	
Thomisidae	20	0	20	0	1	1	20	1	21	
Uloboridae	9	9	18	0	1	1	9	10	19	
Zodariidae	0	1	1	12	18	30	12	19	31	
Total ordem Araneae		323	227	550	280	270	550	603	497	1100
Amblypygi		0	0	0	10	7	17	10	7	17
Opiliones		0	0	0	154	172	326	154	172	326
Scorpiones		0	0	0	1	0	1	1	0	1
Pseudoescorpiones		0	0	0	136	101	237	136	101	237
Total de aracnídeos		323	227	550	581	550	1131	904	777	1681

A falta de diferenciação entre a comunidade de aracnídeos, especialmente as aranhas que habitam os ambientes de floresta adjacente e clareira natural, assim como a falta de resposta desta comunidade as variáveis ambientais, *a priori* é um resultado não esperado, pois diversos autores têm demonstrado que as aranhas são sensíveis as variáveis ambientais, tanto na escala espacial quanto na temporal: Huhta (1971) verificou que as aranhas são bastante sensíveis as variações de temperatura; Uetz (1979); Santos

(1999) e Peres et al. (2007) demonstraram que o aumento na riqueza e diversidade de aranhas está correlacionado com a complexidade da estrutura do habitat; Dias (2005) verificou que a variação temporal influencia na riqueza de aranhas; Uetz (1979) verificou que a estrutura da serrapilheira e a complexidade estrutural dos arbustos influenciam a estrutura e composição de aranhas; Oliveira-Alves et al. (2005) verificaram que as aranhas de teia são sensíveis ao efeito de borda; Coyle (1981) encontrou

que o desmatamento reduz significativamente a população de aranhas de teia; Benati (2010) encontrou uma influência significativa da estrutura física sobre as aranhas. Portanto, seria inconsistente defender de que a comunidade de aranhas não responde a variações da estrutura física e parâmetros ambientais. Desta forma, propomos que ocorreu uma alteração na fauna original do Parque Metropolitano de Pituáçu, através de uma substituição de espécies especialistas de floresta, mais sensíveis a alterações antrópicas e perturbações naturais, por espécies generalistas e sinantrópicas.

CONCLUSÃO

As clareiras tem um papel importante na manutenção da heterogeneidade estrutural do Parque, entretanto, este efeito é suavizado pelo tamanho reduzido das clareiras.

O processo de regeneração natural global do PMP está alterado, devido ao nível de degradação. Isto interfere nas funções ecológicas das clareiras naturais, não permitindo o estabelecimento de pioneiras, e por consequência, impedindo a adição de espécies á matriz florestal.

AGRADECIMENTOS

A UCSal que disponibilizou a infra-estrutura e equipamentos através do Centro ECOA. A todos os Ecoantes que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho. Ao Ricardo Marques pela revisão do inglês. A Empresa Lacerta Consultorias, Projetos & Assessoria Ambiental LTDA por disponibilizar equipamentos. A COPPA pelo apoio logístico. A CONDER pela autorização para realização das coletas. M.C.L.P. recebe apoio do Regime de Tempo Contínuo (RTC) da Universidade Católica do Salvador.

REFERÊNCIAS

BAHIA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Parque Metropolitano de Pituáçu**. Disponível em: < www.

meioambiente.ba.gov.br/>. Acesso em: 26 mar. 2014.

BARTON, A.M. 1984. Neotropical pioneer and shade-to-Lerant tree species: Do they partition treefall gaps? **Tropical Ecology**, 25:196-202.

BASU, P. 1997. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. **Biotropica**, 29: 489–500.

BENATI, K.R.;SOUZA-ALVES J.P.; SILVA E. A.; PERES, M. C. L.; COUTINHO E. O. 2005. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, 5 (1):79-87.

BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; TINOCO, M.S.; BRESCOVIT, A.D. 2010. Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. **Neotropical Biology and Conservation**, 5(1): 39-46.

BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; SANTANA, F.D.; BRESCOVIT, A.D.; DELABIE, J.H.C. 2011. Avaliação de duas técnicas de translocação de serrapilheira sobre as assembleias de aranhas (Arachnida: Araneae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae). **Neotropical Biology and Conservation**, 6(1):13-26.

BRANDANI, A.; HARTSHORN, G.S., ORIAN, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, 4(1): 99-119.

BROKAW, N.V.L. 1982. Treefalls: frequency, time, and consequence. In: LEIGHT JUNIOR, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (Eds). **The Ecology of a Tropical Forest: seasonal Rythms and Long – Term Changes**. Washington: Smithsonian Institute Press.

BROKAW, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, 66(1):682-687.

BULTMAN, T.L.; UETZ, G.W. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. **American Naturalist Midland**, 11(1): 165–172.

CHURCHILL, T. B. 1997. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. **Memoirs of the Museum of Victoria**, 56(1):331–337.

CODDINGTON, J.A.; LEVI, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae).**Annual Review of Ecology and Systematics**, 22(1): 565-592.

- CONSERVATION INTERNATIONAL. 2012. **South America - Atlantic Forest**. Disponível em: < <http://www.conservation.org/> > . Acesso em: 26 mar. 2014.
- COYLE, F.A. 1981. Effects of clearcutting on the spiders community of a Southern Appalacian forest. **Journal of Arachnology**, 9: 285-298.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, 199:1302-1310.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, 12: 45-47.
- DIAS, S. C. 2005. **Diversidade e estrutura da comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) da Mata do Buraquinho, João Pessoa, Paraíba, Brasil**. 61 f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- DONDALE, C.D.; BINNS M.R. 1977. Effect of weather factors on spiders (Araneida) in an Ontario meadow. **Canadian Journal of Zoology**, 55:1336-1341.
- DUNN, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, 18(2): 302-309.
- FEENER JUNIOR., D.H.; SCHUPP, E.W. 1998. Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of neotropical ant assemblages. **Oecologia**, 116 (1): 191-201.
- GIBSON, C.W.D.; HAMBLER, C.; BROWN, V.K. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. **Journal of Applied Ecology**, 29(1): 132-142.
- GÓMES-POMPA, A.; VÁSQUEZ-YANES, C.N. 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D.C.; SCHUGART, H.H.; BOTKIN, D. B. (Eds.). **Forest concepts and application**. New York: Springer-Verlag. p. 247- 266.
- GREEN, P.T. 1996. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, 12: 427-434.
- HIROTA, M.M. 2003. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I.G. (Eds.) **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Washington, D.C.: Center for Applied Biodiversity Science e Island Press. p. 60-65.
- HUHTA, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clearcutting and prescribed burning. **Annales Zoologici Fennice**, 8: 483-542.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR., L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (orgs.). **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p. 383-394.
- KOWAL, V.; RALPH, C. 2011. Edge effects of three anthropogenic disturbances on spider communities in Alberta's boreal forest. **Journal of Insect Conservation**, 2: 1-15.
- LEVEY, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, 4(69): 1076-1089.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOUREX, J; FONSECA, G.A.B. 2005. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington: Conservation International.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- OLIVEIRA-ALVES, A.; PERES, M. C. L.; DIAS, M. A.; CAZAI-FERREIRA, G. S.; SOUTO, L. R. A. 2005. Estudo da comunidade de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambientes de mata atlântica no Parque Metropolitano de Pituauçu – PMP, Salvador, Bahia. **Biota Neotropica**, 5(1):91-98.
- PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R.R.; SANDERS, N.J. 2012. Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. **Biotropica**, 44(4): 472-478.
- PERES, M.C.L.; SILVA, J.M.C.; BRESCOVIT, A.D. 2007. 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**, 42: 49-60.
- PERES, M.C.L.; SOUZA-ALVES, J.P.; BENATI, K.R.; DIAS, M.A.; OLIVEIRA-ALVES, A.; MÁXIMO, C.O.; BRESCOVIT, A.D. 2010. Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State, Brazil. **Revista Biociências**, 16(2):109-115.

- PERES, M.C.L.; BENATI, K.R.; ANDRADE, A.R.S.; GUIMARÃES, M.V.A.; MELO, T.S.; BRESCOVIT, A.D.; DELABIE, J.H.C. 2014. Tree-Fall Gaps Effects on Spider (Araneae) Assemblages in an Atlantic Forest Landscape in Northeastern Brazil. **Open Journal Animal Sciences**, 4: 118-133.
- PICKETT, S. T.; WHITE, P. S. 1985. **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. New York: Academic Press.
- PLATNICK, N. I. 2014. **The World Spider Catalog, Version 12.5**. American Museum of Natural History, New York. Disponível em: <<http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/COUNTS.html>>. Acesso em: 20 mar. 2014.
- RICHARD, P.W. 1996. **The tropical rain forest: an Ecological Study**. London: Cambridge University Press.
- RIECHERT, S.E.; BISHOP, L. 1990. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in a garden test system. **Ecology**, 71(4): 1441-1450.
- RYPSTRA, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forests: abundance and environmental correlates. **American Midland Naturalist**, 115: 42-51.
- SANTOS, A.J. **Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (LINHARES-ES)**. 1999. 104f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Campinas, São Paulo, Brasil, 1999.
- STILES, F.G. 1975. Ecology, flowering phenology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. **Ecology**, 56: 285-301.
- TABARELLI M. Dois irmãos: o desafio da conservação biológica em um fragmento de floresta tropical. In: MACHADO, I.C.; LOPES, A.V.; PORTO, K.V. (Eds.). **Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudo de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil)**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. p.311-326.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, 2(59): 251-261.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 2000. Gap-Phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **PlantEcology**, 148(2): 149-155.
- TELES, A. M.; BAUTISTA, H. P. 2006. Asteraceae no Parque Metropolitano de Pituacu, Salvador, Bahia, Brasil. **Lundiana**, 7(2): 87-96.
- TOTI, D.S.; COYLE, F.A.; MILLER, J.A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **The Journal of Arachnology**, 28:329-345.
- UETZ, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitat on spider communities. **Oecologia (Berl.)**, 40: 29-42.
- _____. Habitat structure and spider foraging. In: BELL, S.A.; MCCOY E.D.; MUSHINSKY H.R. (Eds.). 1991. **Habitat structure: the physical arrangement of objects in space**. London: Chapman & Hall Press. p. 325-348.
- WHIMORE.T.C. On pattern and process in Forest. In: E.G. NEWMAN (Ed.). 1982. **The plant communities as a working mechanism**. Oxford: Blackwell Scientific.
- WHIMORE.T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, 70: 536-538.
- WHITMORE, T.C.; BROWN, N.D.; SWAINE, M.D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY C.I.; GONG, W.K. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 131-159.
- WHITMORE, T.C. 1990. **An Introduction to tropical rain forests**. New York: Oxford University Press.
- _____. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: SWAINE, M. D. (Ed.). 1996. **The ecology of tropical forest tree seedlings**, Paris: UNESCO, p.3-39.

Recebido em 29 de maio de 2013. Aprovado em 26 de maio de 2014.