

Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Mestrado em Biodiversidade Neotropical

COMUNIDADE DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) DE
MANGUEZAIS URBANOS EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE RECUPERAÇÃO
NA REGIÃO METROPOLITANA DO RIO DE JANEIRO.

Thiago Rodas Müller de Campos

Rio de Janeiro
2015

THIAGO RODAS MÜLLER DE CAMPOS

COMUNIDADE DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) DE
MANGUEZAIS URBANOS EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE RECUPERAÇÃO
NA REGIÃO METROPOLITANA DO RIO DE JANEIRO.

Dissertação de conclusão de curso a ser apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Elidiomar Ribeiro da Silva

Coorientadora: Dra. Maria Lucia França Teixeira Moscatelli

Rio de Janeiro

Março/2015

FICHA CATALOGRÁFICA

Campos, Thiago Rodas Müller

Comunidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) de Manguezais Urbanos em Diferentes Estágios de Recuperação na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. / Thiago Rodas Müller de Campos. – Rio de Janeiro: UNIRIO/IBIO, 2015.

xii, 37f

Orientadora: Dr. Elidiomar Ribeiro da Silva

Coorientador: Dra. Maria Lucia França Teixeira Moscatelli

Dissertação (pós-graduação) – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biociências, 2012.

1. Comunidade de formigas. 2. Manguezais. 3. Diversidade. I. Moscatelli, Maria Lucia França Teixeira. II- Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biociências. III. Título.

Trabalho realizado no Laboratório de Fitossanidade, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, e no Laboratório de Insetos Aquáticos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.

THIAGO RODAS MÜLLER DE CAMPOS

Comunidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) de Manguezais
Urbanos em Diferentes Estágios de Recuperação na Região Metropolitana do
Rio de Janeiro

Rio de Janeiro, _____ de _____ de _____

COMISSÃO EXAMINADORA

Dr. Elidiomar Ribeiro da Silva

Dra. Christina Wyss Castelo Branco

Dra. Luci Boa Nova Coelho

Rio de Janeiro

Março/2015

Dedico este trabalho à minha mãe Valéria e à minha avó Elza por terem sempre me dado apoio, dedicação e por sempre estarem ao meu lado proporcionando oportunidades para crescer na vida, me tornando assim uma pessoa de bem. Dedico também ao meu orientador, ao pessoal do laboratório, em especial Laura Stallone pela amizade e companheirismo, Edson e aos meus melhores amigos e irmãos Dimas e Felipe por tantos anos de amizade e parceria junto com minhas cunhadas Maria Júlia e Ana Luisa por sempre estarem me apoiando. Que nossa amizade dure por muitos e muitos anos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha mãe Valéria Cristina e minha avó Elza de Almeida por terem me criado e sempre me incentivado em tudo, pelo carinho e pelo amor que me deram e ainda dão além de todo apoio e crença depositada em mim durante minha vida até agora.

Aos meus tios, Antônio Carlos Rodas e Célia Romano por terem participado da minha vida em grande escala juntamente com minhas primas Bruna e Brenda.

À minha grande e adorável amiga Laura por ter me apoiado e tornado os dias no laboratório mais divertidos e interessantes. Junto ao pessoal do Laboratório de Insetos Aquáticos da UNIRIO.

Ao meu irmão Dimas Urgal pela parceria e pelos 13 anos de amizade até agora e convivência desde os tempos de escola. Por ter estado comigo em todas as épocas de minha vida, por ter me acompanhado e ajudado em tudo, sei que sempre posso contar com ele para o que eu precisar.

Agradeço à minha coorientadora Maria Lucia Teixeira pela grande orientação e convivência, exercendo um excelente papel de mentora e me ajudando em todos os aspectos possíveis dentro do Laboratório de Fitossanidade no Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Ao Marcus Nascimento pela ajuda em campo e no laboratório para a realização deste trabalho. Por ter me ajudado e me ensinado a identificar algumas formigas e cupins.

Agradeço ao Edson Luiz pelos anos de amizade na faculdade desde o início e pela ajuda proporcionada durante os anos de faculdade. Graças a ele tive a oportunidade de concorrer ao estágio no Jardim Botânico na área que gosto.

Ao Professor e Orientador Elidiomar Ribeiro por ter me inspirado e me feito gostar tanto dos artrópodes em geral (especialmente os insetos e quelicerados) através da disciplina de Zoologia de Artrópodos. Agradeço ao Mario Moscatelli, junto aos funcionários da Manglares, por terem ajudado nas coletas nos manguezais com devido apoio braçal.

A todos os professores da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro pelos ensinamentos que fazem de mim um biólogo e que sem eles não estaria onde estou hoje.

“Is it all, just wasted time?

Can you look at yourself when you think of
what you left behind?

Is it all, just wasted time?

Can you live with yourself when you think of
what you left behind?”

Skid Row – Wasted Time (1991)

RESUMO

No Brasil os manguezais são ambientes estuarinos característicos da Mata Atlântica, normalmente ocorrendo entre o encontro de água doce com água salgada. O solo é composto por grãos bem finos e é considerado anóxico, com a maioria da sua vegetação halófila especializada para a diferenciação salina provocada pela variação de maré. No Brasil, se estendem desde o Amapá, na Região Norte, até Santa Catarina, na Região Sul. No Rio de Janeiro ocupam uma área de 16.000km² onde cerca de 40% de sua área da Baía de Guanabara foram eliminados por causa da urbanização. Muitos insetos são utilizados como bioindicadores e as formigas, que possuem um padrão mosaical nas florestas tropicais húmidas, são bons exemplos de organismos utilizados como tal ferramenta. Este estudo teve como objetivo avaliar as comunidades de formigas em três manguezais urbanos impactados do Rio de Janeiro, em estágios sucessionais diferentes: um em Jardim Gramacho, um na Ilha do Fundão e o último na Barra da Tijuca. Ao total, foram contabilizados 497 indivíduos divididos em quatro subfamílias e 28 espécies, enquadrados em quatro guildas tróficas. O gênero *Crematogaster* foi o mais frequente em todos os manguezais e o que apresentou a segunda maior riqueza específica, perdendo apenas para o gênero *Pseudomyrmex*. O manguezal da Ilha do Fundão apresentou a maior riqueza que, por sua vez variou de acordo com a cobertura vegetal e a circunferência na altura do peito (CAP). As guildas mais frequentes foram de espécies generalistas onívoras, o que se pressupõe que para um ambiente de manguezal seja a melhor estratégia. Manguezais impactados possuem uma variedade de espécies considerável com interações bióticas e abióticas que precisam ser melhor estudadas.

ABSTRACT

In Brazil, mangroves are estuarine environments of the Atlantic Rain Forest, usually occurring where fresh and salty water meet. Their soil is anoxic and composed of fine grains, in which most of its vegetation is characterized by halophytic plants, due to tide variation. In Brazil, they extend from Amapá, in Northern Region, to Santa Catarina, in Southern Region. In Rio de Janeiro, it occupies a 16.000km² area, where about 40% of Guanabara Bay mangroves have been eliminated because of urbanization. Many insects are used as bioindicators and the ants, that show a mosaic pattern among humid tropical forests, are good examples of such. The present study aimed to evaluate the ant communities in three Rio de Janeiro urban mangroves, both in different successional stages: one in Jardim Gramacho, one in Fundão Island and the last one in Barra da Tijuca. Overall, 497 specimens were accounted and divided among 4 subfamilies and 28 species, spread among four trophic guilds. The *Crematogaster* genus was the most frequent in all mangroves and had the second highest specific richness, losing only to the *Pseudomyrmex* genus. The Fundão Island mangrove had the highest richness, which varied according to the canopy cover and the circumference at breast height (CAP). The most frequent guilds were composed by generalist omnivores, which presupposes that, for a mangrove ecosystem, it would be the best strategy. Impacted mangroves host a considerable variety of species interacting with biotic and abiotic factors that need to be studied better.

SUMÁRIO

RESUMO	ix
ABSTRACT	x
SUMÁRIO	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	5
3.1. Área de estudo	5
3.2 Coletas	12
3.2.1 Mirmecofauna	12
3.2.2 Variáveis ecológicas	15
3.3 Análises ecológicas	15
3.3.1 Estimativa de riqueza de espécies das áreas de estudo	15
3.3.2 Regressão Linear e Cúbica	16
3.3.3 Similaridade de espécies entre as áreas de estudo	16
3.3.4 Análise de correlação canônica	16
3.4 Separação em guildas tróficas	17
3.5 Análise de redundância	17
4. RESULTADOS	17
5. DISCUSSÃO	38
5.1 Variáveis ecológicas	38
5.2 Mirmecofauna	42
5.3 Guildas Tróficas	45

6. CONCLUSÃO.....	48
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
ANEXO.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Porção da área correspondente ao manguezal plantado (P) e ao natural (N) da periferia do aterro sanitário de Jardim Gramacho, RJ. (Fonte: Google Maps.)	6
Figura 2: Área de estudo em Jardim Gramacho, RJ. (Fonte: Google Maps.)	7
Figura 3: Manguezal de Jardim Gramacho, RJ. Composto por <i>Rizophora mangle</i> e <i>Laguncularia racemosa</i>	7
Figura 4: Porção da área correspondente ao manguezal plantado e ao natural da Laguna da Tijuca, RJ. (Fonte: Google Maps.)	8
Figura 5: Área de estudo em Laguna da Tijuca, RJ. (Fonte: Google Maps.).....	9
Figura 6: Manguezal da Barra da Tijuca, RJ, composto por uma floresta densa de <i>Rizophora mangle</i>	9
Figura 7: Área de estudo do manguezal da Ilha do Fundão, RJ. (Fonte: Google Maps.) ...	10
Figura 8: Porção correspondente ao manguezal plantado (P), da área do manguezal da Ilha do Fundão. (Fonte: Google Maps.).....	11
Figura 9: Manguezal da Ilha do Fundão, RJ.....	11
Figura 10: Coleta por meio de lençol entomológico.	12
Figura 11: Frasco contendo formigas fixadas em álcool etílico a 85%.....	13
Figura 12: Modelo de montagem de formigas. Fonte: CERETO (2008).	14
Figura 13: Formigas montadas na gaveta dispostas de acordo com o número da amostra e os indivíduos coletados.	14
Figura 14: Proporção da abundância das subfamílias encontradas.	20
Figura 15: Proporção da riqueza das subfamílias encontradas.....	20
Figura 16: Frequência total das espécies encontradas. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em percentagem ao final das barras. Nota-se que a linha vai até o 40 para melhor visualização das proporções pois o número real seria até o 90.	21
Figura 17: Frequência de espécies encontradas no manguezal de Gramacho. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em percentagem ao final das barras.	22
Figura 18: Frequência das espécies encontradas no manguezal da Barra. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em percentagem ao final das barras.	23

Figura 19: Frequência de espécies encontradas no manguezal do Fundão. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em percentagem ao final das barras.	24
Figura 20: Estimativa de riqueza para para o manguezal de Gramacho, RJ.	25
Figura 21: Estimativa de riqueza para manguezal da Barra, RJ.....	25
Figura 22: Estimativa de riqueza para o manguezal do Fundão, RJ.....	26
Figura 23: Gráfico do NMDS mostrando a distância entre as áreas e a distância das espécies dos centróides (em azul).	27
Figura 24: Visualização do NMDS com a separação das áreas com as relativas espécies em questão (em vermelho).	28
Figura 25: Cluster dendrográfico.	29
Figura 26: Regressão linear entre a Circunferência na Altura do Peito (CAP) com a cobertura vegetal (vegetal) ($p=0,27$).	31
Figura 27: Regressão linear (acima) e regressão cúbica (abaixo) entre a Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Riqueza ($p=0,017$ e $0,025$ respectivamente).....	32
Figura 28: Regressão linear (acima) e regressão cúbica (abaixo) da resposta da riqueza em relação a cobertura vegetal (vegetal) ($p=0,002$ e $0,01$ respectivamente).	33
Figura 29: Análise de Correlação Canônica para as variáveis ecológicas da Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Cobertura Vegetal (vegetal) e as espécies encontradas.....	34
Figura 30: gráfico de radar mostrando o número de representantes nas guildas tróficas enquadradas: Dolichoderinae Generalistas, Formicinae Generalistas, Myrmicinae Generalistas e Predadoras.....	36
Figura 31: Gráfico 3D de colunas empilhadas, mostrando percentagem das guildas tróficas nos manguezais estudados.....	37
Figura 32: Análise de Redundância para as guildas Myrmecinae Generalistas (MG), Predadoras (Pr), Dolichoderinae Generalistas (DG) e Formicinae Generalistas (FG) com as variáveis ecológicas da Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Cobertura Vegetal (Vegetal) analisadas.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Número de indivíduos encontrados no experimento separados em relação a suas subfamílias.....	19
Tabela 2: Análise de variância para as médias dos valores da Circunferência na Altura do Peito (CAP), para a cobertura vegetal (Veg) e para a Riqueza.	29
Tabela 3: Guildas tróficas com seus respectivos representantes sendo que * representa os indivíduos registrados com associação mirmecofítica e fílica.	35

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas litorâneos da Mata Atlântica brasileira, ocorrendo em zonas de maré, geralmente se formando em regiões de encontro de águas doces e salgadas, como estuários, baías e lagoas costeiras. Protegem a costa, contendo sedimentos oriundos de bacias hidrográficas, além de serem habitat de diversas espécies, o que os caracteriza como berçários (SEMADS, 2001).

No Brasil, os manguezais estão presentes desde o Amapá até Santa Catarina, ocupando uma área estimada em 25.000 km², e são compostos por seis espécies vegetais pertencentes a três gêneros: *Rhizophora mangle* L. (Malpighiales: Rhizophoraceae), *R. harrisonii* Leechm., *R. racemosa* G. Mey., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke, *A. germinans* (L.) L. (Lamiales: Verbenaceae) e *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn (Myrtales: Combretaceae) (JBRJ, 2000). Dentre os benefícios que tais ecossistemas ocasionam destacam-se: controle de inundações; estabilização de margens, reduzindo o risco de erosão, retenção de nutrientes, sedimentos e elementos tóxicos (esgoto e metais pesados); exportação de biomassa; fonte de recursos florestais e animais. Os mangues também atuam como sustentadores e provedores da diversidade biológica, via de transporte e área de recreação e turismo. Entretanto, a falha em relacionar os processos ecológicos com os reais benefícios sociais e financeiros tem contribuído para a sua destruição (ABURTO-OROPEZA *et al.*, 2009). Um terço das florestas de manguezais espalhadas pelo planeta já desapareceram devido especialmente às atividades antropogênicas (VALIELA *et al.*, 2001; ALONGI, 2002). A destruição dos manguezais está estreitamente associada à densidade populacional humana. Globalmente, as maiores razões para sua destruição são o desenvolvimento urbano, a aquicultura, a exploração exagerada de madeira, peixes, crustáceos e gastrópodes, sem menosprezar as alterações na hidrologia, a poluição, o aquecimento global e a perda da biodiversidade (ALONGI, 2002).

No Estado do Rio de Janeiro, onde o manguezal ocupa área de aproximadamente 16.000km², apresentam grandes porções na Região Norte Fluminense, através da foz do Rio Paraíba do Sul, na Baía de Guanabara, na Baía de Sepetiba, em Guaratiba e na Baía da Ilha Grande (municípios de Mangaratiba, Angra dos Reis e Parati), localizada na Região Sul Fluminense (SEMADS, 2001). A urbanização eliminou 40% dos manguezais da Baía de Guanabara e os manguezais da Baía da Ilha Grande foram reduzidos em mais de 50%,

correspondendo a aproximadamente 2.000 hectares (KJERFVE & LACERDA, 1993). A Baía de Guanabara é cercada por vários municípios, entre os quais a cidade do Rio de Janeiro, com cerca de 6 milhões de habitantes, servindo por anos como destino final de enorme volume de esgoto e efluentes industriais.

Para reverter a tendência ao declínio dessas florestas, o plantio tem sido largamente aplicado para restaurar ou reabilitar esse ecossistema (ELLISON, 2000; WALTERS, 2003). ZAN *et al.* (2001) verificaram que plantios de manguezal têm índices de crescimento rápido e grande variação na composição de espécies e estrutura do dossel durante os primeiros anos após o plantio. Segundo LUO *et al.* (2010), após décadas, manguezais plantados podem atingir performances na estrutura e arranjo espacial do dossel e nas associações de espécies similares aos naturais, sendo ainda a acumulação de carbono nos manguezais plantados comparável a dos manguezais naturais (KAIRO *et al.*, 2008).

Pensava-se que os processos de sucessão em manguezais eram dirigidos unicamente por fatores físicos associados aos padrões de inundações, as marés. Entretanto, o papel exercido pela fauna em modelar a função e a estrutura da floresta tem sido gradualmente revelado. Uma das mais importantes interações planta-animal que influencia o ecossistema manguezal é a herbivoria. Nesse contexto, crustáceos, insetos e moluscos são os maiores herbívoros, e os danos principalmente em propágulos e plântulas têm um forte impacto na regeneração e na distribuição de espécies dentro das florestas de manguezais (ROBERTSON, 1991). Em estudo de fatores abióticos associados à herbivoria em 23 espécies de mangue, JOHNSTONE (1981) não obteve correlações significativas, entretanto, concluiu que, para o manguezal, a atividade de herbivoria é provavelmente mais importante que a da cadeia de detritívoros.

O intenso desfolhamento por insetos pode influenciar muitos aspectos ecológicos do manguezal. Além dos prejuízos para a fotossíntese, altera o fluxo de matéria orgânica e da cadeia de detritos, diminui a longevidade das folhas, afeta o padrão de reprodução das árvores, produz brechas no dossel, alterando a penetração da luz nos níveis inferiores e mudando a estrutura da comunidade (ANDERSON & LEE, 1995).

FARNSWORTH & ELLISON (1991) verificaram que mesmo crescendo próximas, *Rizophora mangle* e *Avicennia germinans* não compartilharam os mesmos agentes causadores de desfolhamento. A preferência alimentar pode estar relacionada a vários fatores. Comparando a intensidade de herbivoria e as características químicas de *R. mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*, verificou-se que *A. schaueriana* foi menos

atacada por insetos, justificando-se isso pelas maiores concentrações de sódio e fibra bruta e menores concentrações de carboidratos solúveis e de compostos fenólicos em suas folhas (LACERDA *et al.*, 1986).

Apesar de pobre em espécies, os manguezais são um dos mais produtivos ecossistemas (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001) e suportam uma fauna diversa, oferecendo diferentes tipos de recursos para numerosos organismos aquáticos e não aquáticos. Pode-se monitorar a ação de várias ordens de insetos associadas ao manguezal, fazer predições quanto a seu crescimento e produção em sistemas nativos ou recuperados e relacioná-las aos fatores abióticos através da sua flutuação populacional (GONG & ONG, 1995).

As formigas representam o topo evolutivo dos insetos, da mesma forma que os humanos representam o cume da evolução dos vertebrados, sendo seres cosmopolitas de grande abundância e dominância ecológica devido ao seu alcance geográfico e ao comportamento social (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990). Esses insetos consomem grandes quantidades de néctar e outras secreções vegetais, degradam matéria orgânica e participam na reciclagem de nutrientes, além de serem importantes removedoras de sementes, influenciando assim o recrutamento de espécies vegetais (LEVEY & BYRNE, 1993).

A fauna de formigas em áreas de manguezais tende a ser menor do que àquelas em ambientes terrestres, por causa da impossibilidade de uso do solo siltoso e anóxico (CANNICCI *et al.* 2008), sendo que, quando comparado com a fauna de áreas não inundadas, a composição de espécies muda consideravelmente.

Apenas recentemente os pesquisadores se deram conta que as interações entre formigas e plantas podem dar uma importante contribuição para o conhecimento da dinâmica inseto-planta nesses ambientes. Entre os insetos que habitam as áreas de manguezal estão numerosas espécies de formigas exclusivamente arbóreas. Em razão da conexão entre os organismos e as características dos habitats, algumas são representadas por seu caráter mutualístico e mirmecofítico (KAUTZ *et al.*, 2009). As formigas têm sido utilizadas como ferramentas no monitoramento ambiental de áreas perturbadas, pois a riqueza e a diversidade de espécies de formigas podem ser maiores em ambientes de maior complexidade devido a uma maior disponibilidade de nichos presentes (PEREIRA *et al.*, 2007).

Distúrbios causados por ações antropogênicas mudam não só completamente os padrões das comunidades faunísticas como também mudam a resposta desse sistema

(FLOREN, *et al.*, 2001). Comunidades de formigas têm, portanto, potencial para serem utilizadas como indicadores biológicos de impacto ambiental no ecossistema manguezal (DELABIE *et al.*, 2006). LOPES & SANTOS (1996) contabilizaram 22 espécies de formigas sobre árvores de mangue na Ilha de Santa Catarina. Também na Reserva Ecológica do Papagaio, no município de Anchieta, ES, foram avaliadas a riqueza e a composição de espécies de formigas em três espécies de mangue, *Avicennia* sp., *L. racemosa* e *R. mangle*. Em *Avicennia* sp. foram coletadas dezoito espécies, sendo quatorze espécies exclusivas. *R. mangle* teve onze espécies, sendo dez exclusivas e em *L. racemosa* foram amostradas seis espécies, com duas exclusivas. A grande riqueza de espécies de formigas arborícolas observada em tal trabalho deveu-se principalmente às diferenças de composição de espécies de formigas em cada espécie de mangue (ENDRINGER *et al.*, 2007).

Além do conhecimento da entomofauna existente nos manguezais, faz-se necessário entender as relações entre os organismos que serão afetados pelas características individuais dos mangues e pelas condições ambientais. Em manguezais naturais em Bali, na Indonésia, formados predominantemente por *Rhizophora apiculata* Blume, apesar de fundamentalmente predominarem as associações mutualísticas entre formigas e insetos sugadores, formigas predaram e suprimiram populações do inseto sugador *Aulacaspis marina* Takagi & Williams, 1998 (Hemiptera: Diaspididae). Esse inseto está presente em grandes populações em manguezais plantados, prejudicando seu desenvolvimento. SHANAHAN & COMPTON (2000) verificaram que em manguezais plantados não há sítios suficientes em galhos ocos e fora do alcance da maré para abrigar os ninhos de formigas predadoras, além da baixa altura do dossel não permitir o transporte de formigas. PEREIRA *et al.* (2007), em seu estudo sobre área de mineração reabilitada, concluíram que as comunidades de formigas são mais ricas em espécies em ambientes reabilitados do que em ambientes degradados sem tratamento conservacionista. A composição em espécies também varia segundo a estrutura da vegetação.

KILCA *et al.* (2010), em estudo em manguezais em processo de sucessão na região do Rio Piauí, SE, observaram uma maior densidade vegetativa em manguezais mais novos, devido ao processo de estabilidade e de seleção natural mediado pela competição por luz (RICKLEFS, 2010). CAMPOS *et al.* (2012) encontraram uma maior diversidade de formigas em manguezais plantados (mais jovens) do que em manguezais naturais (mais antigos) em estudo nos manguezais da Baía de Guanabara e Laguna da Tijuca, RJ, por conta

da diferença de densidade entre eles, o que provavelmente proporcionou melhores condições para o estabelecimento das formigas nos manguezais mais novos.

O estudo da mirmecofauna de áreas preservadas e recuperadas de manguezal, que sofrem constantemente mudanças decorrentes da ação antrópica, se faz necessário pela importância desse grupo zoológico como indicador ecológico das reais mudanças ocorridas no ambiente.

2. OBJETIVOS

O estudo teve como objetivo avaliar a composição mirmecofaunística de manguezais plantados, em diferentes estágios sucessionais, situados em regiões da Baía de Guanabara e no complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O experimento foi conduzido em três manguezais. O primeiro localiza-se no município de Duque de Caxias, em Jardim Gramacho, ao lado do antigo aterro sanitário, contendo com uma porção natural e uma plantada (Figura 1) em áreas de influência da foz do Rio Sarapuí-Iguaçu, localizadas a 22°44'57"S – 43°14'48"W (Figura 2). Outro manguezal se localiza no município do Rio de Janeiro, na Baixada de Jacarepaguá, Laguna da Tijuca, na Barra da Tijuca, a 22°59'06.53"S e 43°21'16,67"W, com porções de área plantada e natural (Figura 4 e 5). As porções recuperadas foram plantadas há 10 anos áreas estão representadas por mangue branco (*Laguncularia racemosa*) e vermelho (*Rizophora mangle*) (Figuras 3 e 6). O último foi o manguezal da Ilha do Fundão, também no município do Rio de Janeiro, plantado há 3 anos e situado a 22°51'23,13"S – 43°13'50,20"W (Figura 7), não contendo regiões naturais (Figura 8). O manguezal da Ilha do Fundão também é composto de *L. racemosa* e *R. mangle*, mas além do mangue branco e vermelho, também possui o mangue negro representado pela *Avicennia schaueriana* (Figura 9). Todos os manguezais do presente estudo são afetados pela variação de maré.

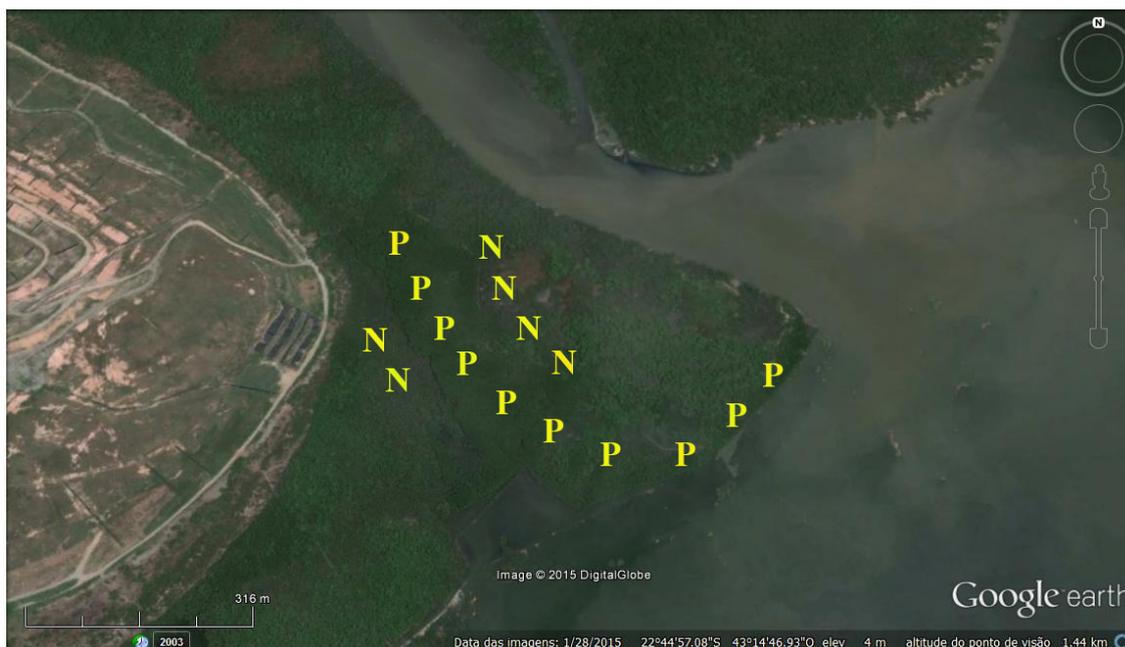


Figura 1: Porção da área correspondente ao manguezal plantado (P) e ao natural (N) da periferia do aterro sanitário de Jardim Gramacho, RJ. (Fonte: Google Maps.)

Os manguezais de Jardim Gramacho usados no estudo estão situados entre o aterro sanitário de Gramacho e a Baía de Guanabara, correspondendo a uma área consideravelmente impactada por ambas as extremidades (Figura 2). O aterro fica situado no município de Duque de Caxias, RJ, no bairro de Jardim Gramacho, 1º Distrito (Duque de Caxias), às margens da Baía de Guanabara e ocupa atualmente uma área de aproximadamente 1,3 milhões de m². Foi instalado a partir de convênio firmado em 1976 entre a FUNDREM, a COMLURB e a Prefeitura Municipal de Nilópolis, e com termos aditivos ao convênio, foram incluídos os municípios de Nova Iguaçu e São João de Meriti.

O aterro, que já alcançou o limite de sua capacidade, foi fechado no dia 3/06/2012 e apresenta sinais de que uma parte do lixo acumulado ali nos últimos 34 anos, pode verter para dentro da Baía de Guanabara. O aterro atua como uma grande massa de lixo sobre uma base gelatinosa, pois o solo é argiloso no local que era mangue, que a qualquer momento pode desandar para dentro da Baía de Guanabara (LIXO.COM.BR, 1996).



Figura 2: Área de estudo em Jardim Gramacho, RJ. (Fonte: Google Maps.)



Figura 3: Manguezal de Jardim Gramacho, RJ. Composto por *Rizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*.



Figura 4: Porção da área correspondente ao manguezal plantado e ao natural da Laguna da Tijuca, RJ. (Fonte: Google Maps.)

Os manguezais da Laguna da Tijuca estão situados numa zona de despejos de efluentes, provenientes de condomínios e comunidades de municípios da Zona Oeste do Rio de Janeiro. Há a expansão urbana do conjunto de condomínios da Península, que, a título de exemplificação, é um bairro inteiro do tamanho do Leblon, mas com apenas 8% de edificações, sendo que parte delas fica próxima às zonas de manguezais gerenciadas pelo empreendimento (Figura 5). O manguezal plantado da Barra da Tijuca é constituído por uma floresta densa de *R. mangle* com remanescentes de *L. racemosa*. O terreno da península tem área grande de lazer, com uma trilha ecológica totalmente plana de 4,5km de extensão, manguezais recuperados e vegetação de restinga, parques com espécies arbustivas e frutíferas e jardins temáticos (ANON, 2010).



Figura 5: Área de estudo em Laguna da Tijuca, RJ. (Fonte: Google Maps.)



Figura 6: Manguezal da Barra da Tijuca, RJ, composto por uma floresta densa de *Rizophora mangle*.

A Ilha do Fundão surgiu a partir da integração de um arquipélago formado por oito ilhas: Baiacu, Bom Jesus, Cabras, Catalão, Fundão, Pindaí do Ferreira, Pindaí do França e Sapucaia. Com objetivo de abrigar a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), a integração, realizada de 1949 a 1952, ocorreu por meio de aterramento. Localizada na Baía de Guanabara, a Ilha do Fundão abriga o maior campus da Universidade. Também sedia algumas das empresas e instituições mais importantes do país (ANON, 2014).

No período de 2010 - 2012, foi feita uma dragagem no canal do Cunha pelo Estado do Rio de Janeiro, e parte do material retirado foi utilizado para atenuar a profundidade das margens possibilitando o plantio do manguezal que foi realizado na mesma época (MARIO MOSCATELLI, informação pessoal)

No presente trabalho, as áreas foram classificadas e nomeadas como Gramacho, Barra e Fundão.

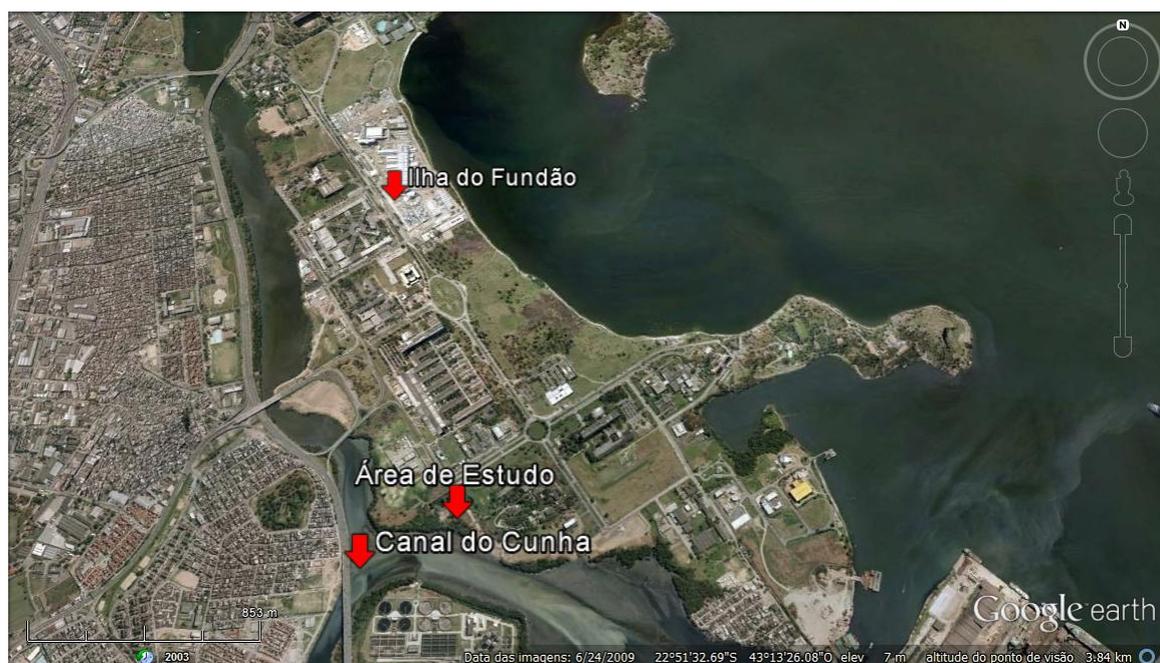


Figura 7: Área de estudo do manguezal da Ilha do Fundão, RJ. (Fonte: Google Maps.)



Figura 8: Porção correspondente ao manguezal plantado (P), da área do manguezal da Ilha do Fundão. (Fonte: Google Maps.)



Figura 9: Manguezal da Ilha do Fundão, RJ.

3.2 Coletas

O estudo contou com seis coletas, duas realizadas em setembro de 2010 (inverno), referente à época seca nos manguezais de Gramacho e da Barra, e duas em março de 2011 (verão), referente à época úmida nos mesmos manguezais. As outras duas foram realizadas em agosto e em dezembro de 2013, referentes às mesmas estações, no manguezal do Fundão.

3.2.1 Mirmecofauna

As formigas foram amostradas dentro de cada manguezal utilizando o método do lençol entomológico (ou guarda-chuva entomológico) (Figura 9), com um número amostral (n) igual a 30. As amostras foram feitas seguindo um transecto de 300m por área, com os pontos de amostragens em intervalos mínimos de 10m (DELABIE *et al.*, 2006). Em cada ponto, foram selecionados aleatoriamente os galhos das plantas ao redor, os ramos foram agitados por um período de tempo (10 segundos) e os espécimes coletados com um sugador entomológico.



Figura 10: Coleta por meio de lençol entomológico.

Os espécimes coletados foram inicialmente mortos em álcool etílico a 96% logo após a sua captura ainda na área de estudo, para evitar possíveis danos ao material por comportamentos agressivos dos espécimes coletados. Em seguida, no laboratório, foram triados, separados e etiquetados. Feito isso, foram fixados em álcool etílico a 85% (Figura 10), montados (Figura 11 e 12) e estudados taxonomicamente ao nível de gênero e espécie com a ajuda do taxonomista André Barbosa Vargas (UniFOA), quando possível, sendo que, quando não possível, foram identificadas a nível de morfoespécie.

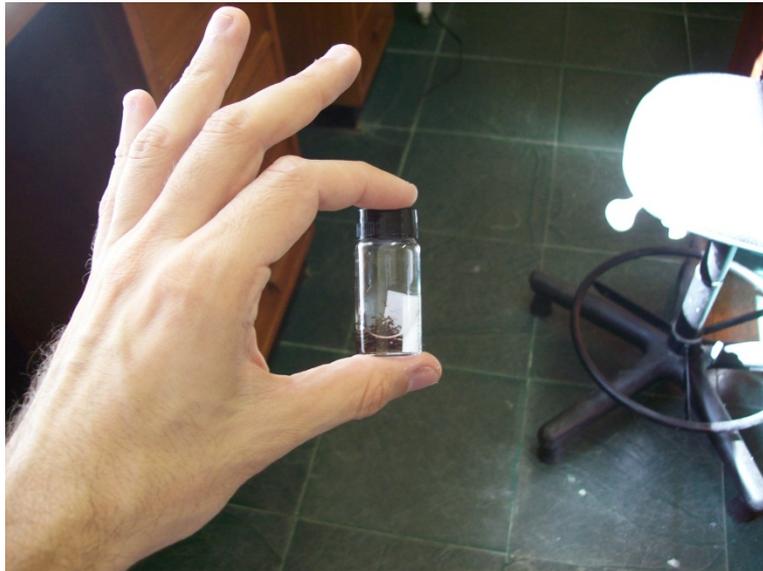


Figura 11: Frasco contendo formigas fixadas em álcool etílico a 85%.

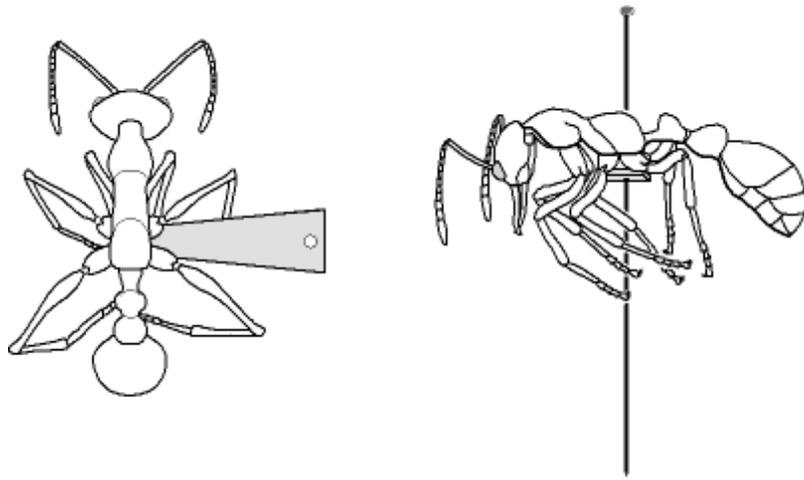


Figura 12: Modelo de montagem de formigas. Fonte: CERETO (2008).

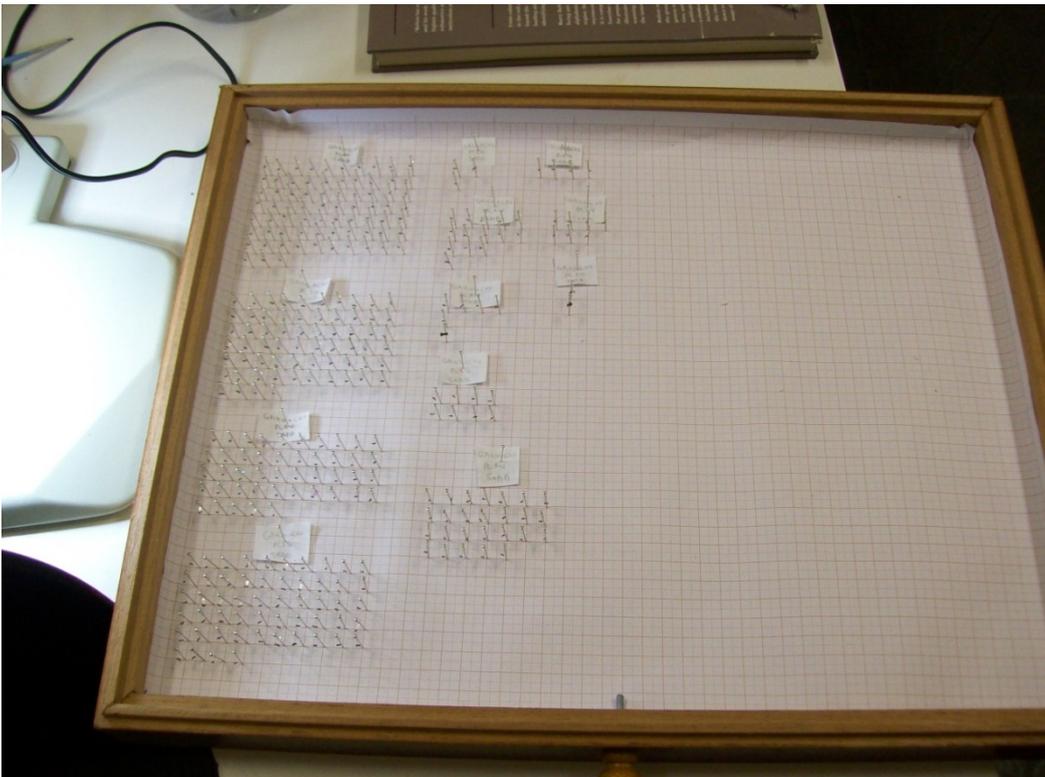


Figura 13: Formigas montadas na gaveta dispostas de acordo com o número da amostra e os indivíduos coletados.

3.2.2 Variáveis vegetacionais

Para as variáveis ecológicas, foram medidas a circunferência na altura do peito, sendo referida no presente trabalho com a sigla CAP, utilizando uma fita métrica onde foi medido o perímetro referente ao caule da planta e a cobertura vegetal, que foi analisada nos quatro pontos cardeais referentes a amostra com a ajuda de um densiômetro (KORHONEN, *et al.*, 2006). Os valores obtidos no aparelho foram colocados numa fórmula e a percentagem foi assim obtida.

3.3 Análises ecológicas

O cálculo das frequências relativas e absolutas dos táxons coletados nas comunidades foi feito com base nas amostragens de formigas nas duas estações. Sendo o cálculo da frequência absoluta feito através da presença de determinada espécie nas amostras, ou seja, em quantas amostras a espécie em questão esteve presente. A frequência relativa foi calculada com a proporção sendo a presença absoluta, dividida pelo número total de amostras. No presente trabalho a frequência relativa foi apresentada em percentagem, quando a mesma é multiplicada por cem.

Para verificar a diferença entre os resultados obtidos de cobertura vegetal, CAP e riqueza, foram feitas análises de variância pelo programa estatístico R (R CORE TEAM, 2014) e logo em seguida foram submetidas ao teste de Tukey para averiguar quais médias foram maiores.

3.3.1 Estimativa de riqueza de espécies das áreas de estudo

Para verificar as estimativas de riqueza foi realizado o teste não-paramétrico de Jack Knife 1, utilizando o programa EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2012), porém não somando os valores das duas estações. Os valores apresentados pelo programa foram graficamente plotados no programa estatístico Minitab 17 Statistical Software (2010). A suficiência amostral foi verificada pela curva do coletor.

3.3.2 Regressão Linear e Cúbica

Foram feitas regressões lineares e cúbicas para elucidar a resposta da fauna em relação a cobertura vegetal e a CAP. As análises decorreram no programa estatístico Minitab 17 Statistical Software (2010), onde os valores das análises foram plotados e seus testes de confiança e valores de “P” foram calculados e ilustrados graficamente. A análise cúbica foi feita pois explicou melhor os resultados do trabalho, diferentemente da regressão linear, que é utilizada na maioria dos trabalhos.

3.3.3 Similaridade de espécies entre as áreas de estudo

Para calcular a matriz de similaridade entre as áreas estudadas foi utilizado o índice de Bray-Curtis através do pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2013) no programa estatístico R. Para melhor visualização dos dados, o gráfico do NMDS foi editado utilizando o pacote SciViews-R (GROSJEAN, 2013) no mesmo programa. A abundância adotada foi a frequência absoluta das espécies para uma melhor padronização.

3.3.4 Análise de correlação canônica

Para relacionar e medir padrões de resposta das espécies com as variáveis ecológicas, foi feita uma Análise de Correlação Canônica entre as espécies encontradas com a CAP e a cobertura vegetal, utilizando também o pacote Vegan do programa estatístico R. Para um melhor resultado as espécies que tiveram 10% ou menos de frequência, foram classificadas como raras e não incluídas na análise. O resultado obtido foi submetido a uma análise de variância (ANOVA) para avaliar sua significância.

3.4 Separação em guildas tróficas

As espécies encontradas foram separadas em guildas tróficas de acordo com BRANDÃO *et al.* (2012). Os indivíduos de comportamento generalista apresentando onivoria, que de alguma forma já tiveram registro em mangue ou com associação a Hemiptera, foram identificados.

3.5 Análise de redundância

Uma análise de redundância foi feita para tentar padronizar a resposta das guildas tróficas com as variáveis ecológicas encontradas, utilizando o pacote Vegan do programa estatístico R. Após a análise o resultado foi submetido a uma ANOVA para verificar se o resultado obtido foi significativo.

4. RESULTADOS

Ao total, foram contabilizados 497 indivíduos, divididos entre quatro subfamílias (Myrmicinae, Formicinae, Dolichoderinae e Pseudomyrmecinae), dezesseis gêneros e 28 espécies (Tabela 1). A subfamília Myrmicinae apresentou o maior número de indivíduos e a maior riqueza, com quatorze espécies, seguida pelas subfamílias Formicinae, com seis, e Pseudomyrmecinae, com cinco, sendo Dolichoderinae, com três, a última nessa ordem (Figura 14 e 15). O gênero *Crematogaster* Lund, 1831 apresentou a maior abundância e frequência, tendo também a segunda maior riqueza específica, com quatro espécies, sendo a primeira, o gênero *Pseudomyrmex* Lund, 1831, com cinco.

O manguezal de Gramacho apresentou o maior número de indivíduos, com 47,88% do número de representantes total (abundância) e 50% do número total de indivíduos diferentes (riqueza), com quatorze espécies registradas. O manguezal do Fundão, por sua vez, teve o registro de 45,67% da abundância total e 67,85% da riqueza total, seguido pelo manguezal da Barra, com 6,45% do total da abundância, e 35,71% do total da riqueza. As estimativas de riqueza estão ilustradas nas figuras 20, 21 e 22, mostrando que a curva coletora se estabiliza para os manguezais de Gramacho e Barra, porém, para o manguezal do Fundão a curva ainda tende a crescer.

A frequência geral das espécies apresentou o gênero *Crematogaster* como o mais frequente no experimento, com *Crematogaster torosa* a mais frequente, sendo encontrada em 37,78% das amostras, seguida de *C. curvispinosa* com 33,33% e *C. crinosa* com 28,89%. Em seguida, as espécies *Camponotus crassus*, *Monomorium floricola* e *Brachymyrmex heeri*, com 22,22%, 18,89% e 17,78% de presença nas amostras, respectivamente (Figura 16).

Para as frequências, no manguezal de Gramacho o gênero *Crematogaster* apresentou a maior percentagem nas amostras, sendo *C. torosa* a mais frequente, com 93,33% de presença nas amostras, seguida de *C. curvispinosa* com 73,33% e *M. floricola* com 43,33% (Figura 17)

No manguezal da Barra da Tijuca, observamos novamente a maior frequência do gênero *Crematogaster*, com *C. curvispinosa*, também sendo a mais frequente nas amostras, com 26,67%, seguida novamente de *C. torosa* com 13,33% concomitantemente à *Pseudomyrmex filiforme*. Entretanto, a frequência geral do manguezal da Barra, foi menor do que a do manguezal de Gramacho (Figura 18).

A frequência de formigas do manguezal do Fundão apresentou-se de forma diferente das dos demais, com a maior presença da espécie *C. crinosa*, com 73,67%, seguida de uma espécie da subfamília Dolichoderinae, *Brachymyrmex heeri*, com 53,33%, e logo em seguida uma Formicinae, *C. crassus*, juntamente com a *Crematogaster* aff. *evallans*, ambas com 30% (Figura 19).

Tabela 1: Número de indivíduos encontrados no trabalho e separados em relação às suas subfamílias.

	Barra	Gramacho	Fundão	Total
Dolichoderinae				
<i>Dolichoderus lutosus</i> (Smith, 1858)		2		2
<i>Linepithema neotropicum</i> (Wild, 2007)	4			4
<i>Tapinoma Melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)			1	1
Formicinae				
<i>Brachymyrmex heeri</i> (Forel, 1874)			42	42
<i>Camponotus cingulatus</i> (Mayr, 1862)		1		1
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)		14	12	26
<i>Camponotus</i> sp1			1	1
<i>Nylanderia guatemalensis</i> (Forel, 1885)			2	2
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)			1	1
Myrmicinae				
<i>Cardiocondyla obscurior</i> (Wheeler, 1929)	1			1
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	2			2
<i>Crematogaster crinosa</i> (Mayr, 1862)		4	105	109
<i>Crematogaster curvispinosa</i> (Mayr, 1862)	9	80		89
<i>Crematogaster distans</i> (Mayr, 1870)			10	10
<i>Crematogaster torosa</i> (Mayr, 1870)	4	92	2	98
<i>Crematogaster</i> aff. <i>evallans</i>			29	29
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)	3	15	1	19
<i>Nesomyrmex pleuritus</i> (Kempf, 1959)	3	2		5
<i>Pheidole</i> sp1			6	6
<i>Pheidole</i> sp2			1	1
<i>Solenopsis invicta</i> (Buren, 1972)			2	2
<i>Solenopsis</i> sp1			1	1
<i>Tetramorium</i> sp1		2	1	3
Pseudomyrmicinae				
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)		8	1	9
<i>Pseudomyrmex oculatus</i> (Smith, 1855)		1	1	2
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)	1	8	3	12
<i>Pseudomyrmex filiformis</i> (Fabricius, 1804)	4	2	3	9
<i>Pseudomyrmex pupa</i> (Forel, 1911)	1	7		8
Total	32	238	227	497

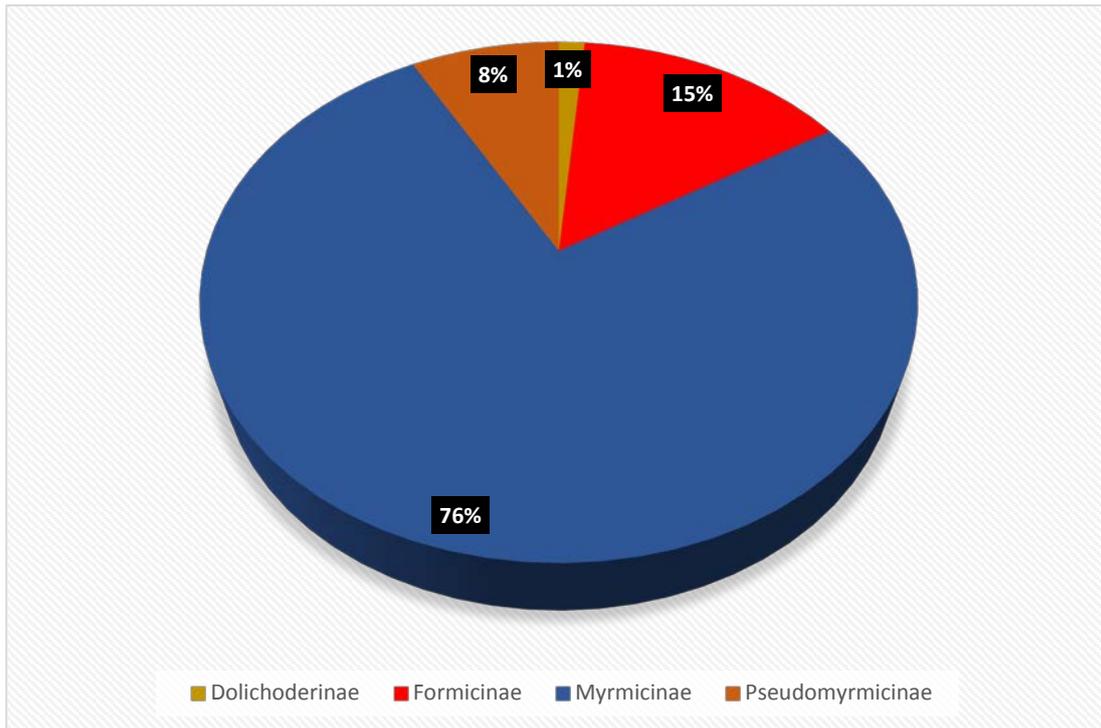


Figura 14: Proporção da abundância das subfamílias encontradas.

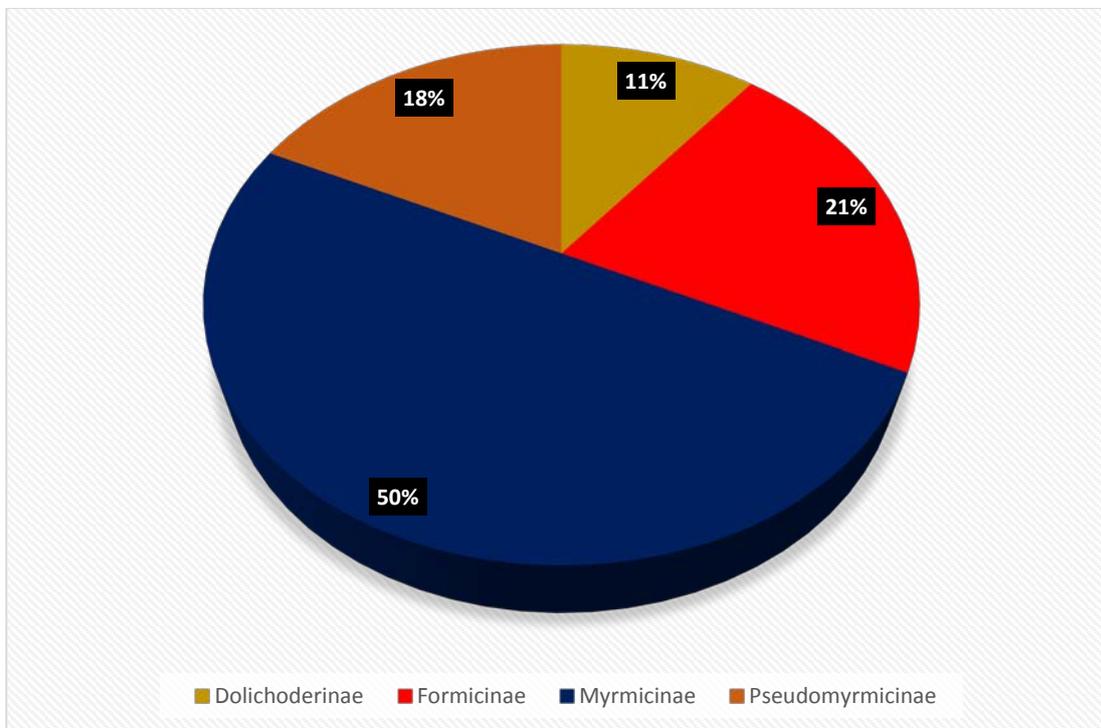


Figura 15: Proporção da riqueza das subfamílias encontradas.

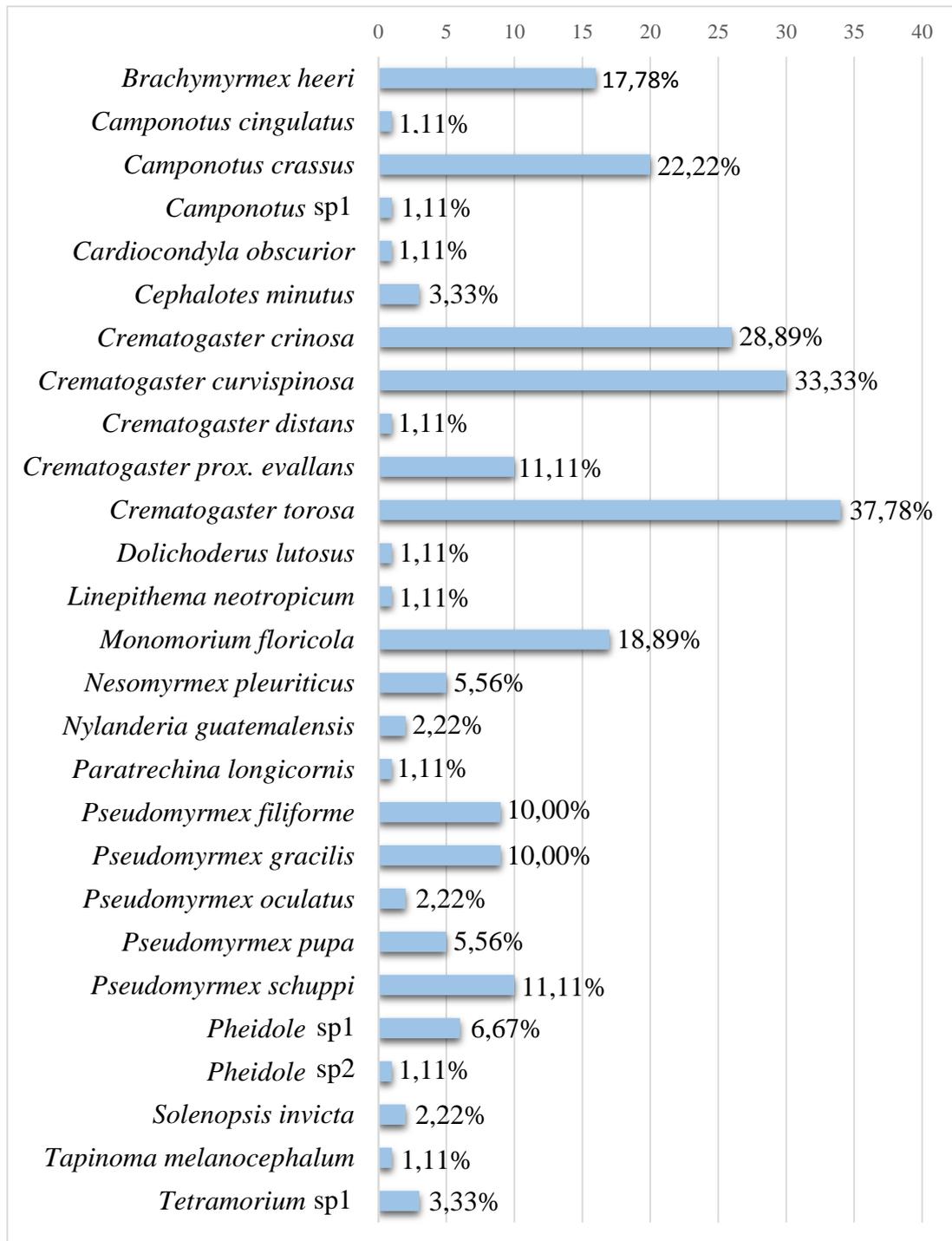


Figura 16: Frequência total das espécies encontradas. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em porcentagem ao final das barras. Nota-se que a linha vai até o 40 para melhor visualização das proporções pois o número real seria até o 90.

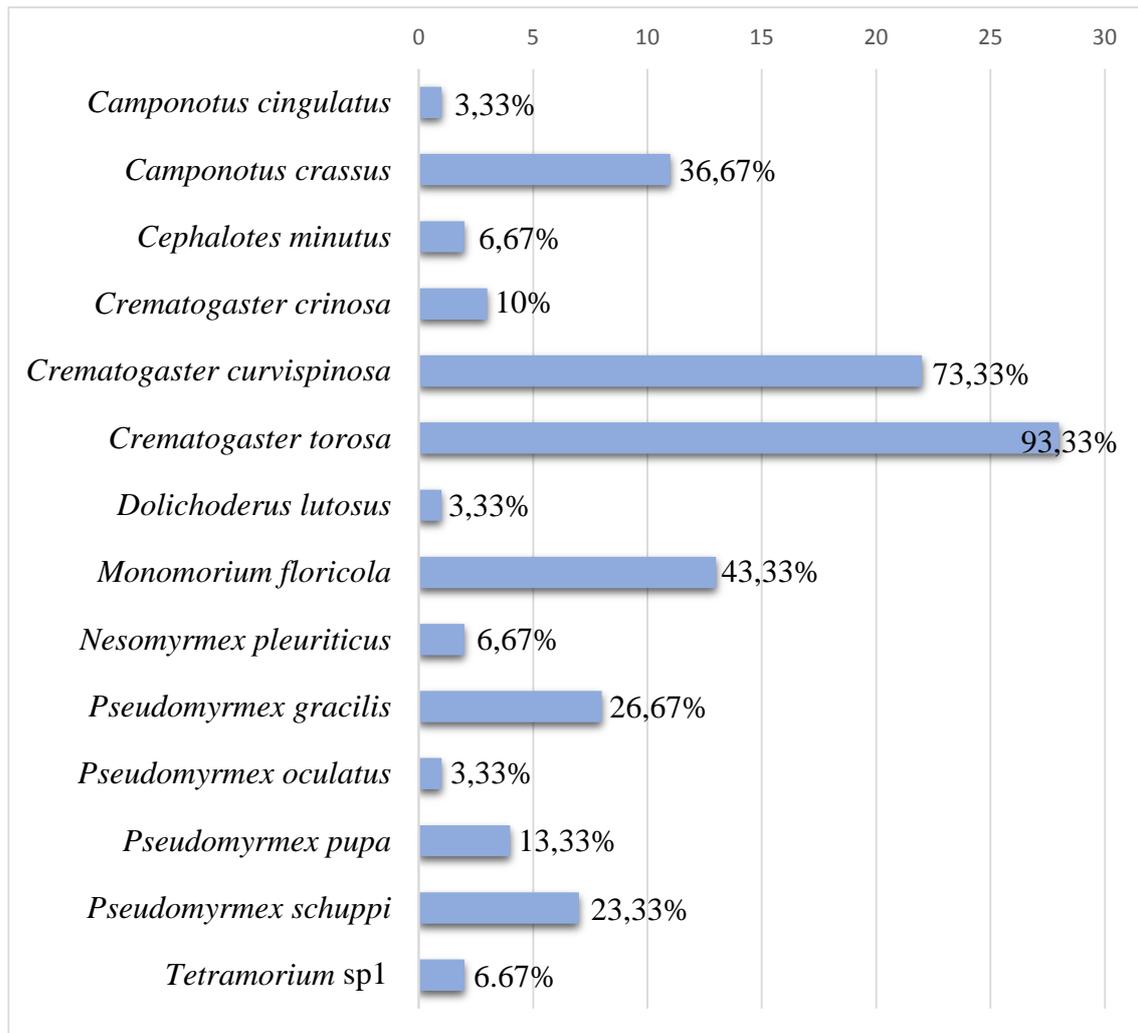


Figura 17: Frequência de espécies encontradas no manguezal de Gramacho. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em porcentagem ao final das barras.

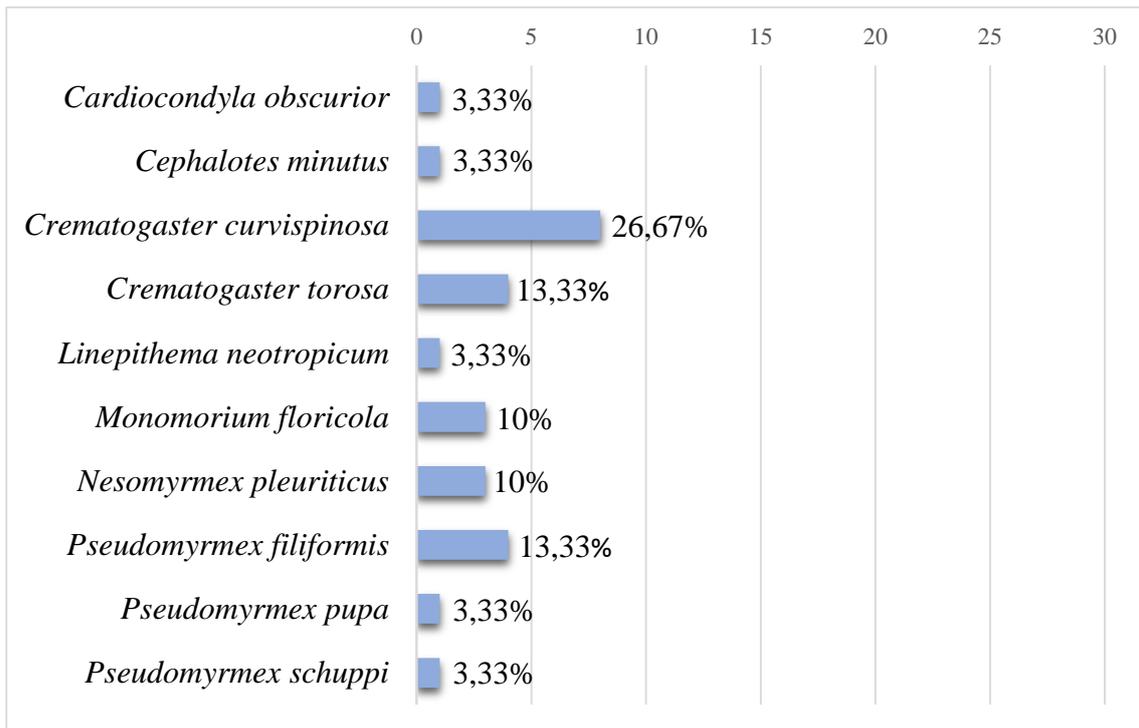


Figura 18: Frequência das espécies encontradas no manguezal da Barra. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em porcentagem ao final das barras.

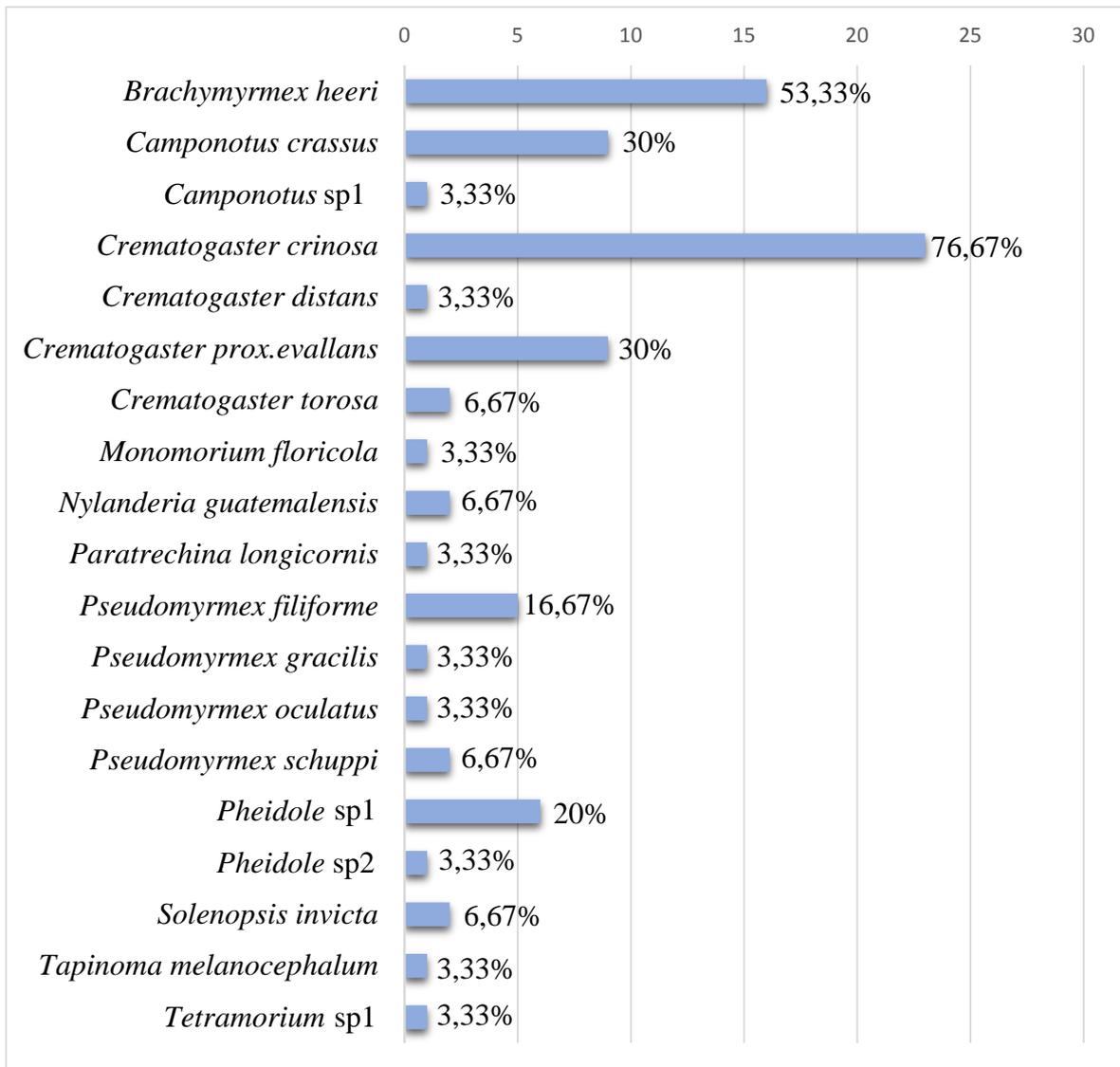


Figura 19: Frequência de espécies encontradas no manguezal do Fundão. Sendo representado pela frequência absoluta na linha e a proporção em percentagem ao final das barras.

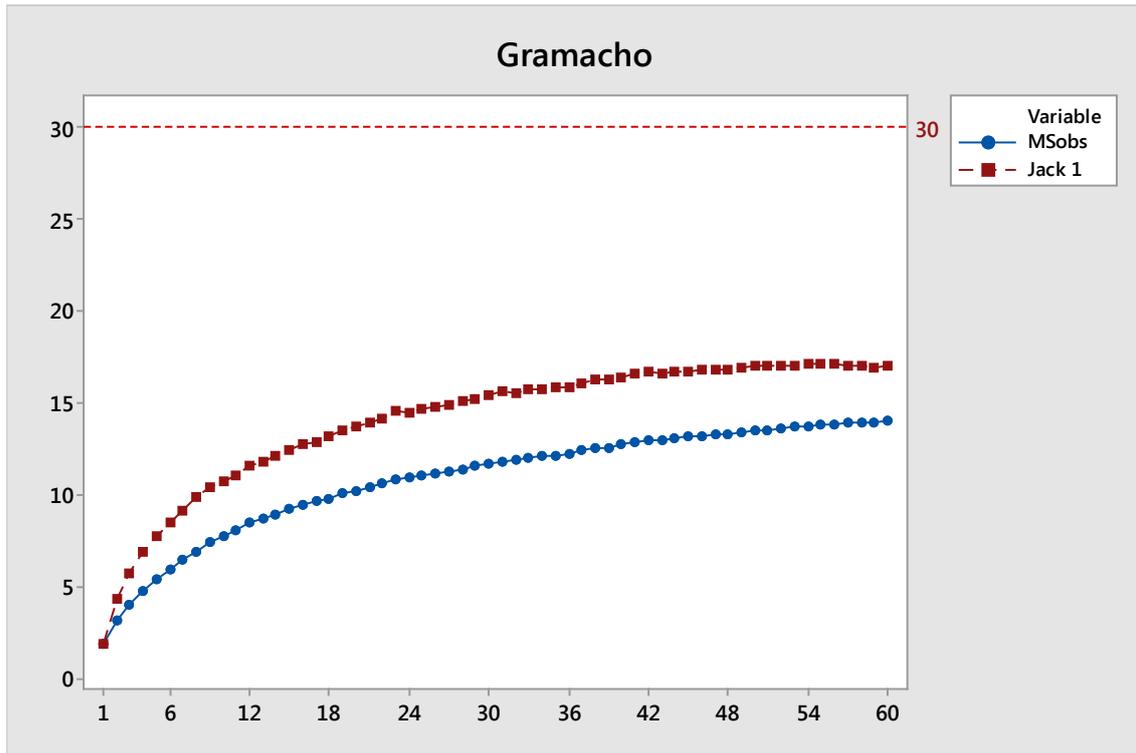


Figura 20: Estimativa de riqueza para para o manguezal de Gramacho, RJ.

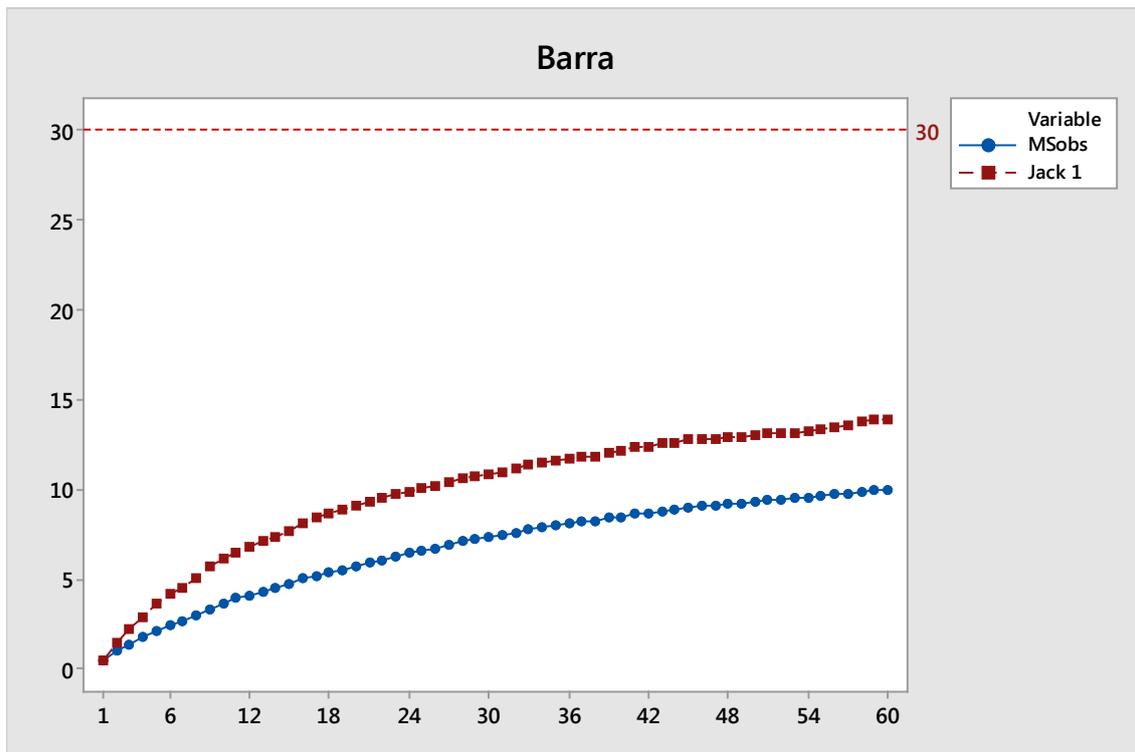


Figura 21: Estimativa de riqueza para manguezal da Barra, RJ.

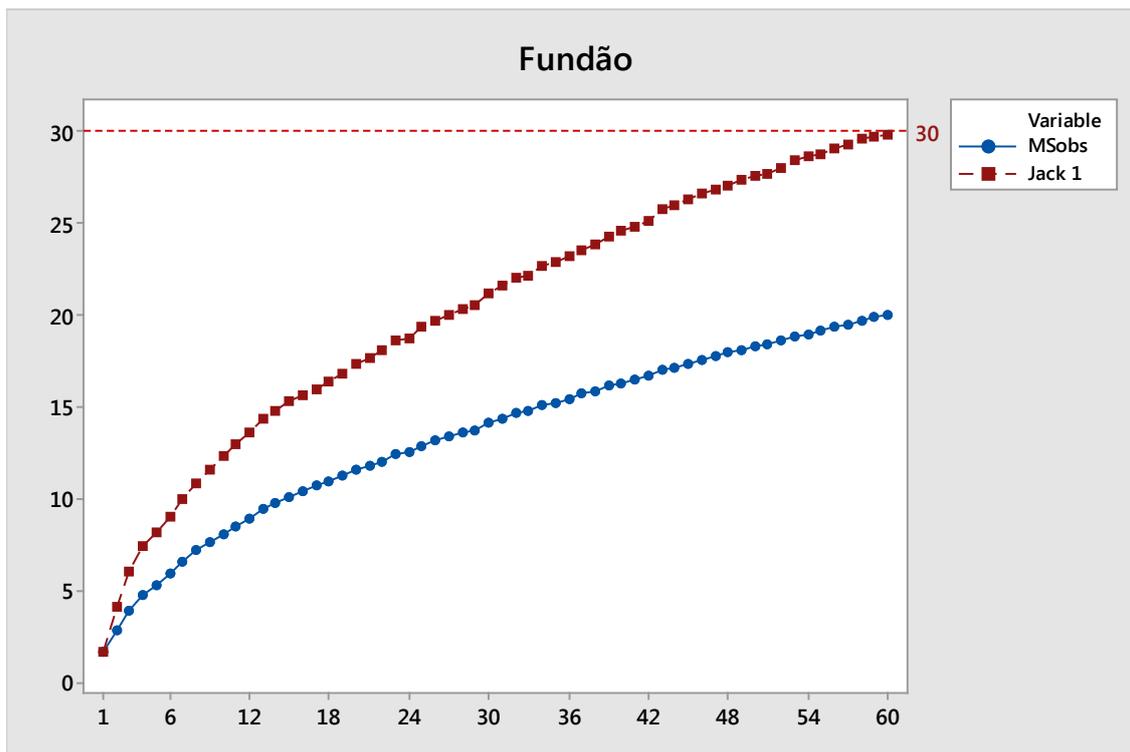


Figura 22: Estimativa de riqueza para o manguezal do Fundão, RJ.

O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (Figuras 23 e 24) separou as áreas em dois grupamentos com suas respectivas espécies associadas, um de Gramacho e Barra, e um do Fundão, como um grupo mais distante. O cluster dendrográfico (Figura 25) mostra também a distância entre as áreas de uma maneira visualmente diferente, porém com o resultado do NMDS mostrando os mesmos valores de uma forma diferente. (Onde apresenta o manguezal do Fundão como o mais distante do grupamento Gramacho-Barra.).

A análise de variância mostra que Gramacho teve suas árvores com a maior circunferência e maior riqueza, juntamente com o manguezal do Fundão, enquanto que a Barra teve a maior cobertura vegetal e a menor riqueza (Tabela 2).

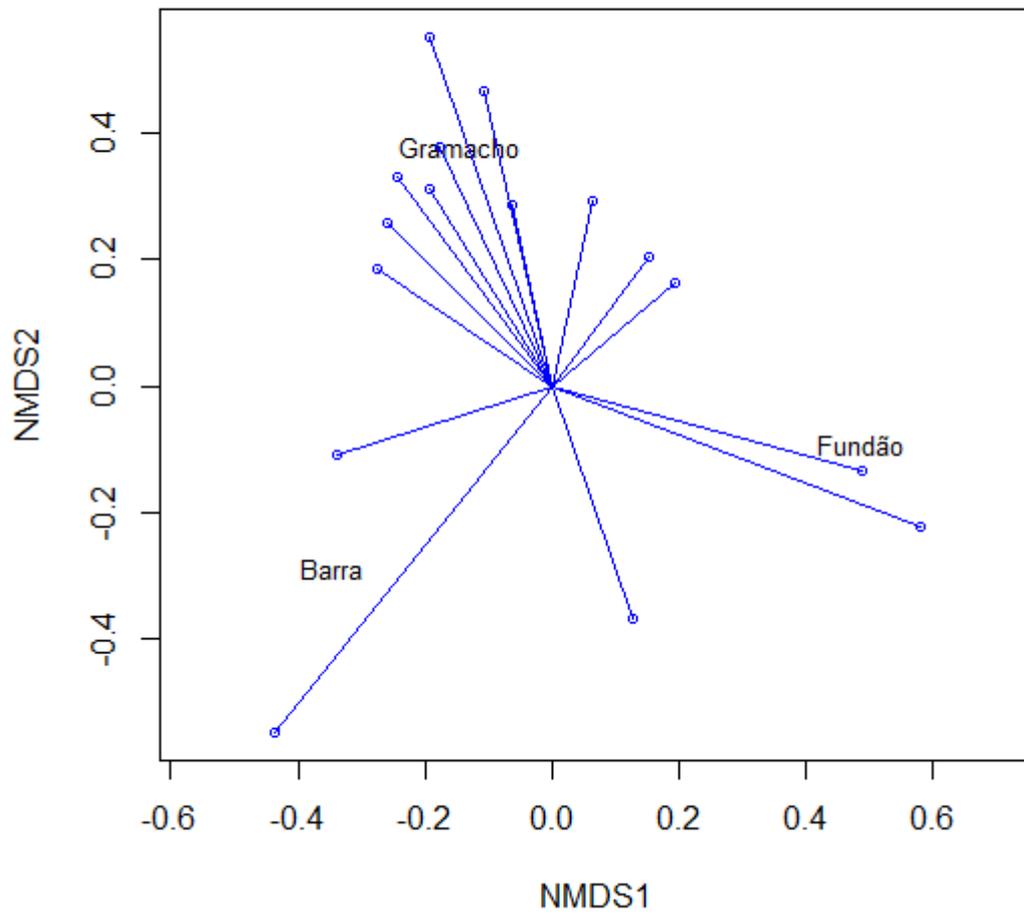


Figura 23: Gráfico do NMDS mostrando a distância entre as áreas e a distância das espécies dos centróides (em azul).

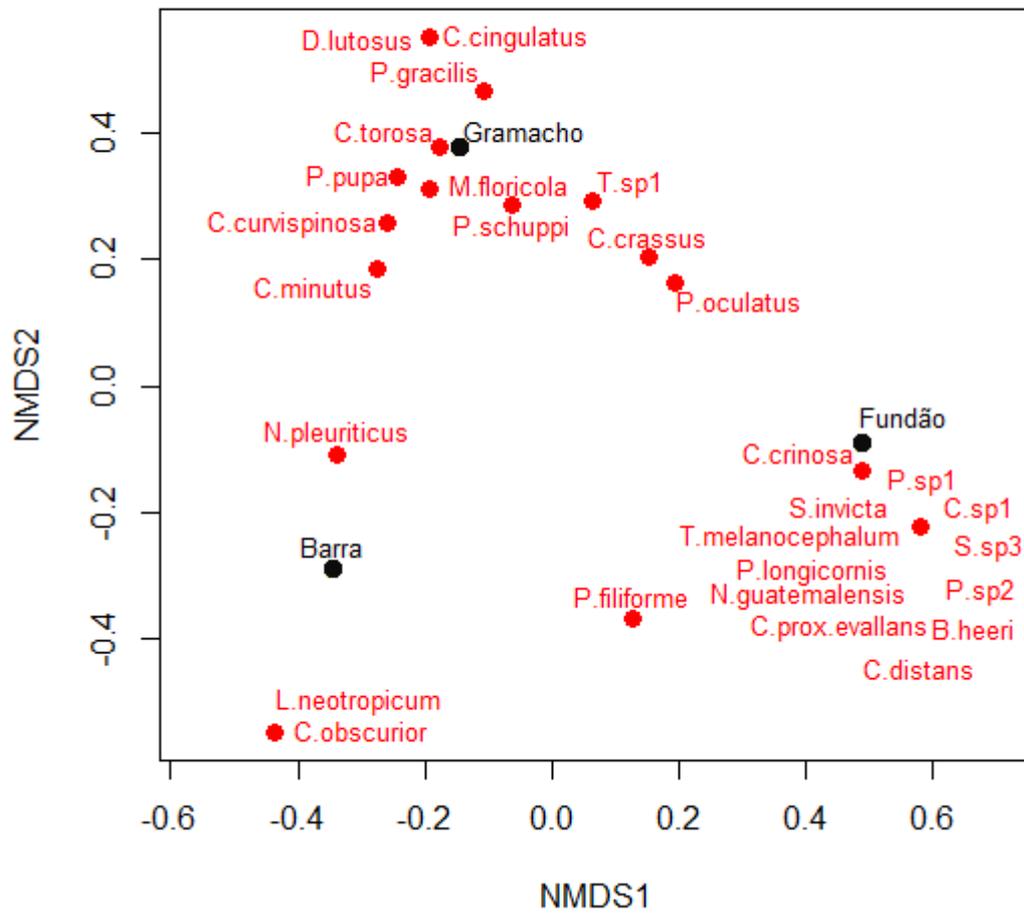


Figura 24: Visualização do NMDS com a separação das áreas com as relativas espécies em questão (em vermelho).

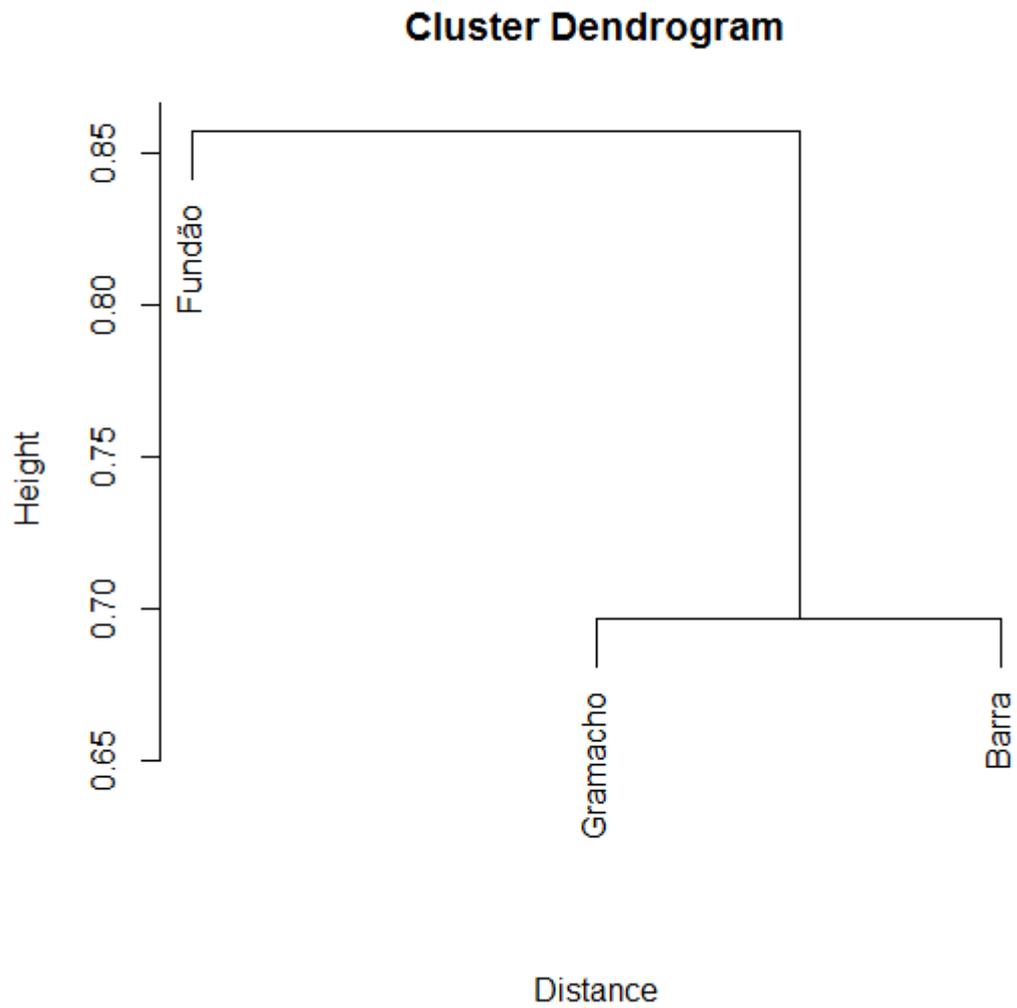


Figura 25: Cluster dendrográfico.

Tabela 2: Análise de variância para as médias dos valores da Circunferência na Altura do Peito (CAP), para a cobertura vegetal (Veg) e para a Riqueza.

	CAP	Veg	Riqueza
Gramacho	(21,08 ± 0,93)a	(55,52 ± 3,66)b	(3,46 ± 0,21)a
Barra	(12 ± 0,59)b	(81,98 ± 0,86)a	(0,96 ± 0,16)b
Fundão	(10,06 ± 0,66)b	(57,74 ± 3,91)b	(3,23 ± 0,31)a
P	<0,05	<0,05	<0,05

Com relação as variáveis analisadas, a cobertura vegetal variou pouco, e não significativamente em relação ao tamanho da circunferência do caule, com um valor de $r^2=0,021$ e $p=0,27$ (Figura 26), sendo que o aumento dessa última, possibilitou uma riqueza maior (Figura 27), com um modelo de regressão linear com explicação de 7,2% ($r^2=0,072$), sendo baixo, mas com uma predição significativa ($p=0,017$). O modelo de regressão cúbica explicou uma relação melhor das variáveis, com explicação de 11,8%, apresentando uma oscilação entre os valores de riqueza em relação a CAP com um declínio a partir dos três centímetros, aumentando após os dez centímetros e declinando novamente após os 25 centímetros, com $r^2=0,118$ e $p=0,025$. Em relação à cobertura vegetal, a riqueza declinou em modelo de regressão linear, com 12,4% de explicação $r^2=0,124$ e $p=0,002$ e no modelo de regressão cúbica apresentou uma explicação de 14,1% em intervalo com riqueza maior entre 10% e 50% de cobertura vegetal, sendo o declínio maior após os 50%, com $r^2=0,141$ e $p=0,01$ (Figura 28).

A análise de correlação canônica (CCA), representada na Figura 29, separou as espécies em quadrantes com a circunferência da altura do peito e com a cobertura vegetal, podendo ver a relação entre os indivíduos e as variáveis, com uma explicação de 15.54% ($r^2=0,1554$) com significância $p=0,005$ e variância de 61%. As espécies que se relacionaram mais à CAP e à cobertura vegetal foram, *Pseudomyrmex pupa*, *C. curvispinosa*, *Dolichoderus lutosus* e *M. floricola* sendo a *C. crassus* a que menos se relacionou. A cobertura vegetal não teve relação forte com nenhuma espécie.

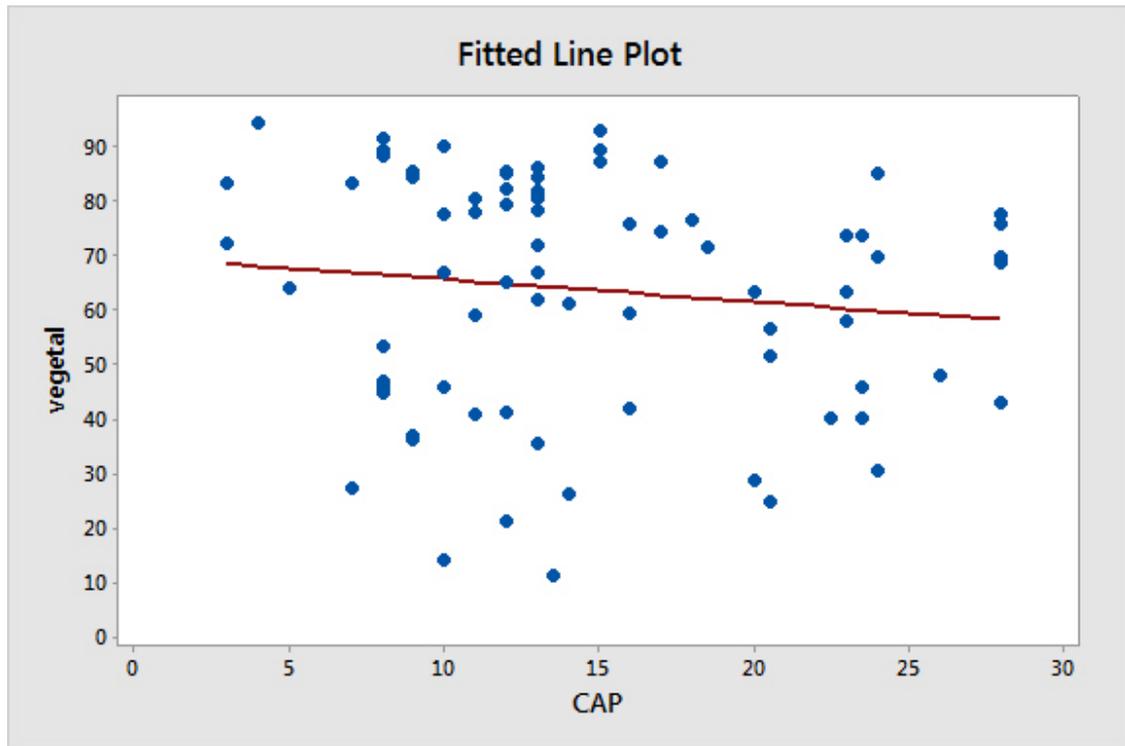


Figura 26: Regressão linear entre a Circunferência na Altura do Peito (CAP) com a cobertura vegetal (vegetal) ($p=0,27$).

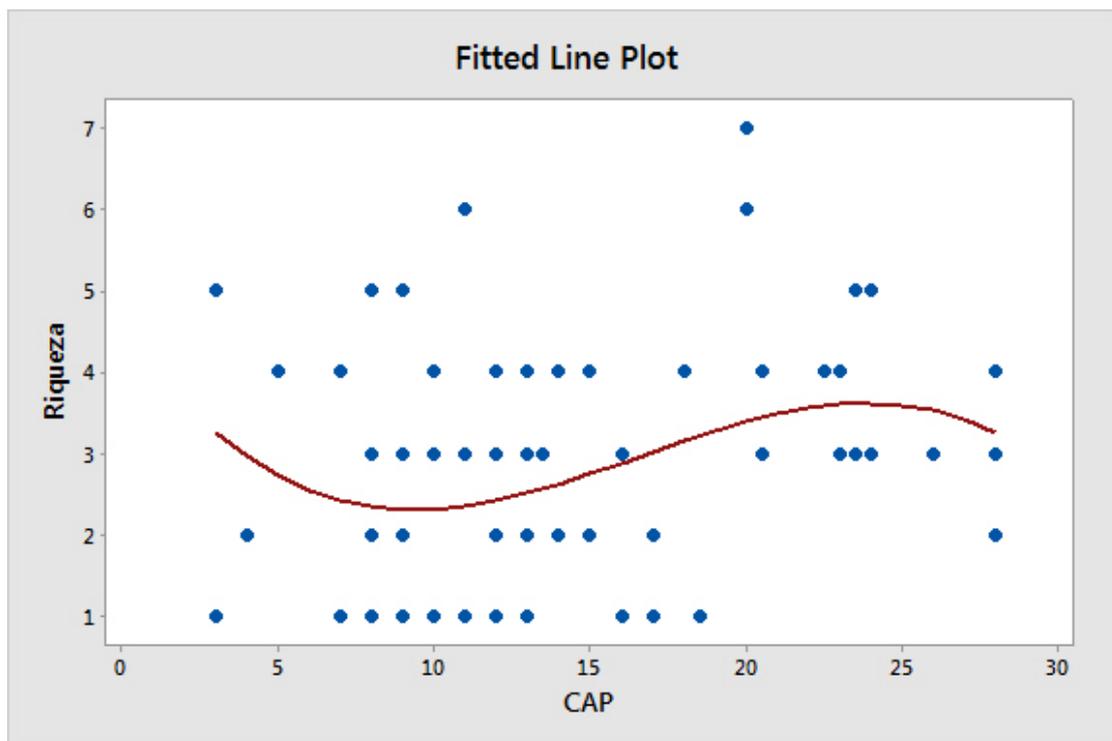
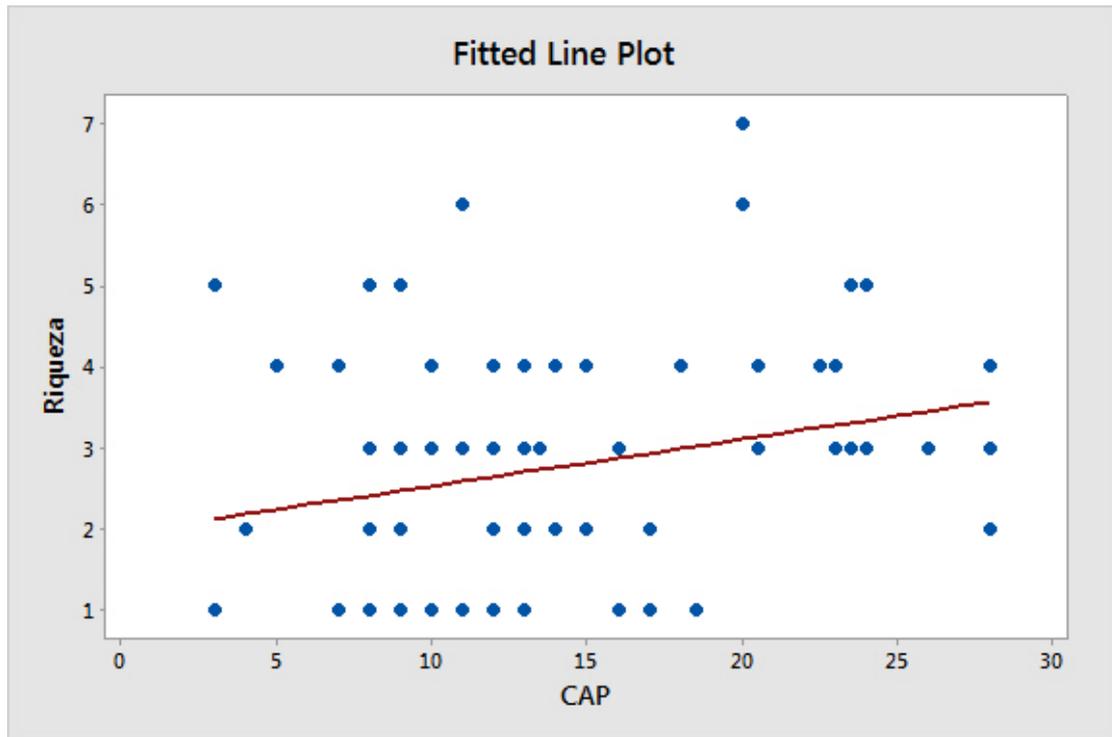


Figura 27: Regressão linear (acima) e regressão cúbica (abaixo) entre a Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Riqueza ($p=0,017$ e $0,025$ respectivamente).

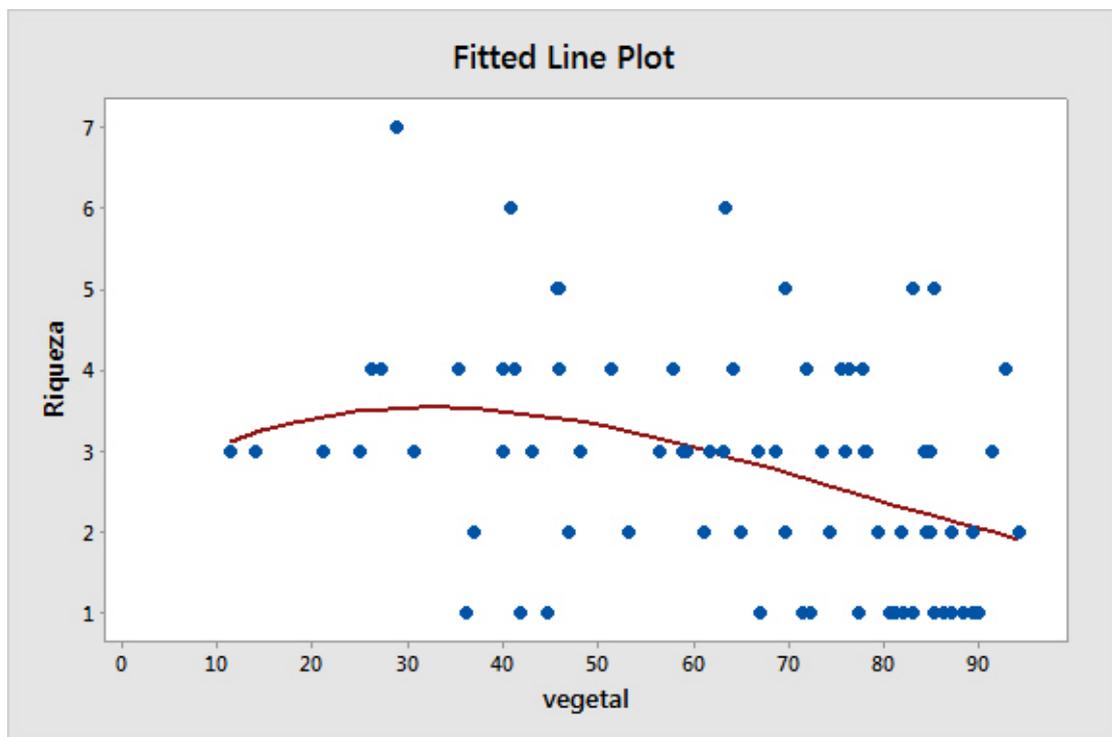
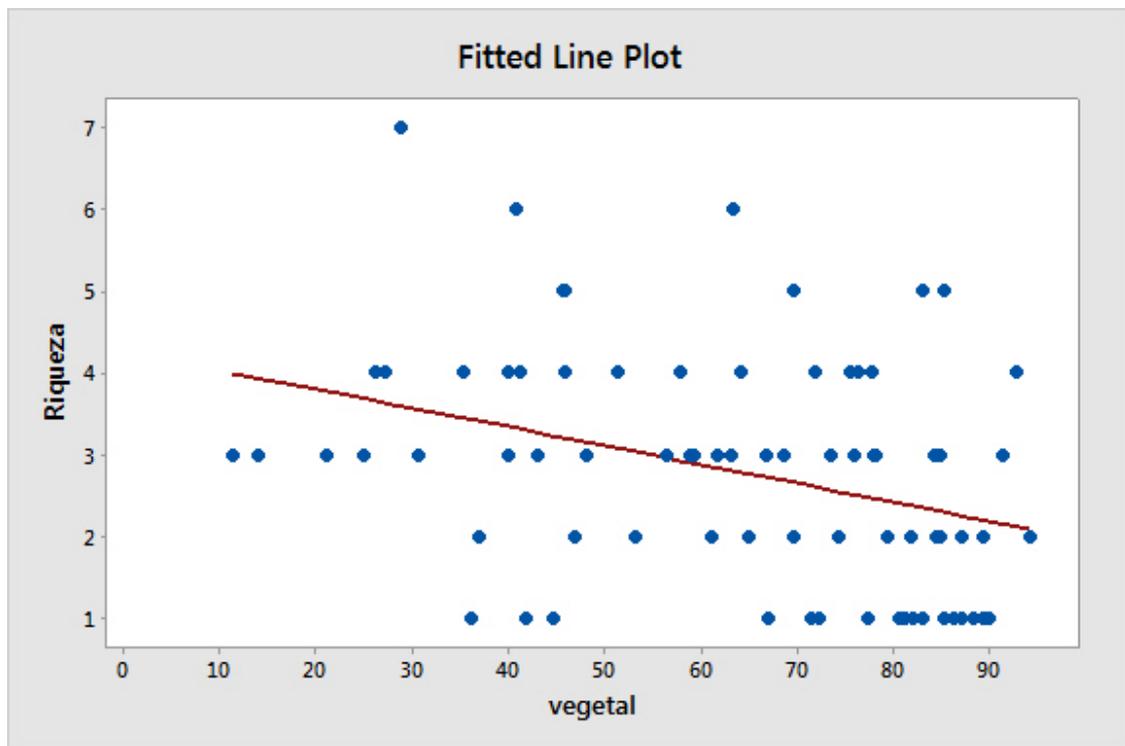


Figura 28: Regressão linear (acima) e regressão cúbica (abaixo) da resposta da riqueza em relação a cobertura vegetal (vegetal) ($p=0,002$ e $0,01$ respectivamente).

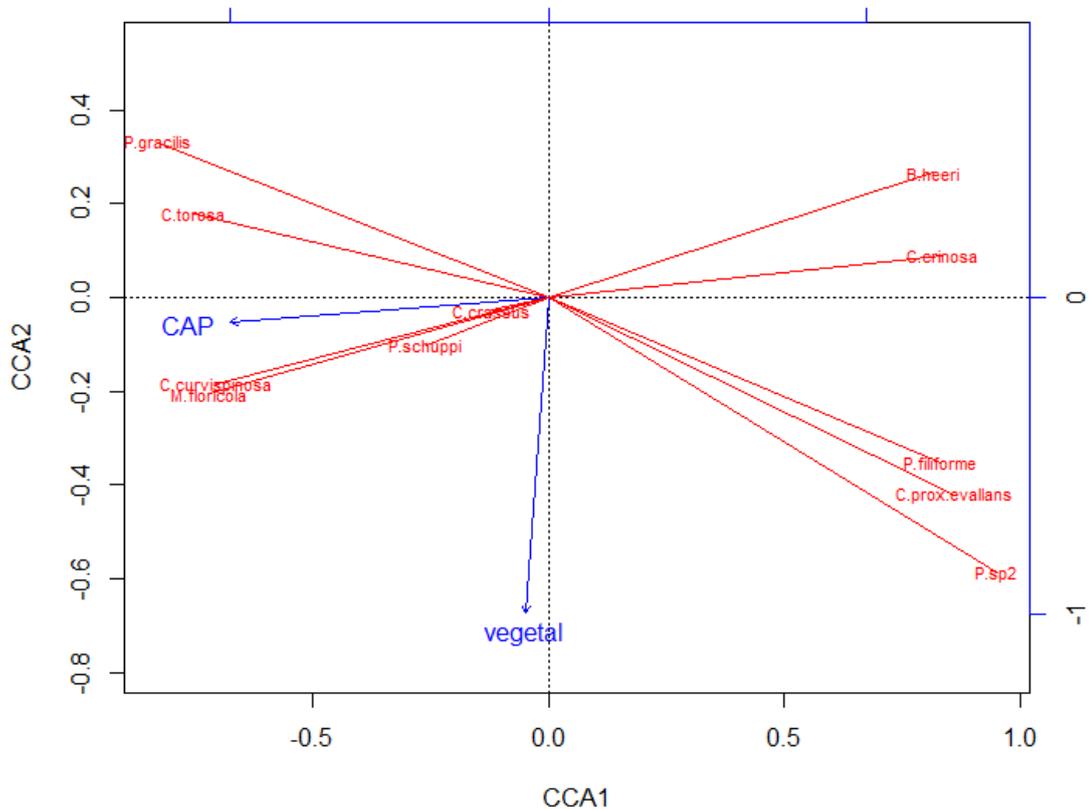


Figura 29: Análise de Correlação Canônica para as variáveis ecológicas da Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Cobertura Vegetal (vegetal) e as espécies encontradas.

Em relação às guildas tróficas, as 28 espécies de formigas foram enquadradas em quatro guildas: Myrmecinae Generalistas, Formicinae Generalistas, Predadoras e Dolichoderinae Generalistas (Tabela 3). A sua maioria se comporta de forma onívora, sendo que 32,14% (nove espécies) já foram registradas tendo associação ativa ou facultativa com nectários extra florais, caracterizando associação mirmecofítica e associação mirmecofílica com Lepidoptera e Cicadellidae (Hemiptera).

A guilda encontrada com maior número de representantes foi a das Myrmecinae Generalistas (Figura 30), onde teve maior ocorrência no manguezal de Gramacho. As Formicinae Generalistas não foram encontradas no manguezal da Barra por não ter havido nenhum representante dessa subfamília na área, enquanto que essa guilda foi bem

representativa no manguezal do Fundão. As Dolichoderinae Generalistas ocorreram nos três manguezais, com maior representação na Barra (Figura 31)

A análise de redundância (RDA), expressada na Figura 32, relacionou as guildas com as variáveis medidas, com 100% de explicação e valor de $p=0$. A cobertura vegetal não teve nenhuma relevância quando comparada as Formicinae Generalistas e Myrmicinae Generalistas, com estas tendo maior afinidade com a CAP juntamente com as Predadoras, porém com uma intensidade menor. As Dolichoderinae Generalistas neutras em relação às variáveis. As Myrmicinae Generalistas e as Predadoras foram as que se relacionaram melhor com a CAP. As Formicinae Generalistas tiveram associação negativa com a cobertura vegetal (Figura 29).

Tabela 3: Guildas tróficas com seus respectivos representantes sendo que * representa os indivíduos registrados com associação mirmecofítica e mirmecofílica.

Myrmicinae Generalistas	Formicinae Generalistas
* <i>Cardiocondyla obscurior</i>	* <i>Brachymyrmex heeri</i>
<i>Cephalotes minutus</i>	* <i>Camponotus cingulatus</i>
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	* <i>Camponotus crassus</i>
<i>Crematogaster distans</i>	<i>Camponotus</i> sp1
<i>Crematogaster prox. Evallans</i>	<i>Camponotus</i> sp1
<i>Crematogaster torosa</i>	<i>Nylanderia guatemalensis</i>
* <i>Monomorium floricola</i>	<i>Paratrechina longicornis</i>
<i>Nesomyrmex pleuriticus</i>	
<i>Pheidole</i> sp1	
<i>Pheidole</i> sp2	
<i>solenopsis invicta</i>	
<i>solenopsis</i> sp1	
* <i>Tetramorium</i> sp.	
Predadores	Dolicoderinae Generalistas
<i>Pseudomyrmex filiformis</i>	<i>Dolichoderus lutosus</i>
* <i>Pseudomyrmex gracilis</i>	<i>Linepithema Neotropicum</i>
<i>Pseudomyrmex oculatus</i>	* <i>Tapinoma melanocephalum</i>
<i>Pseudomyrmex pupa</i>	
* <i>Pseudomyrmex schuppi</i>	

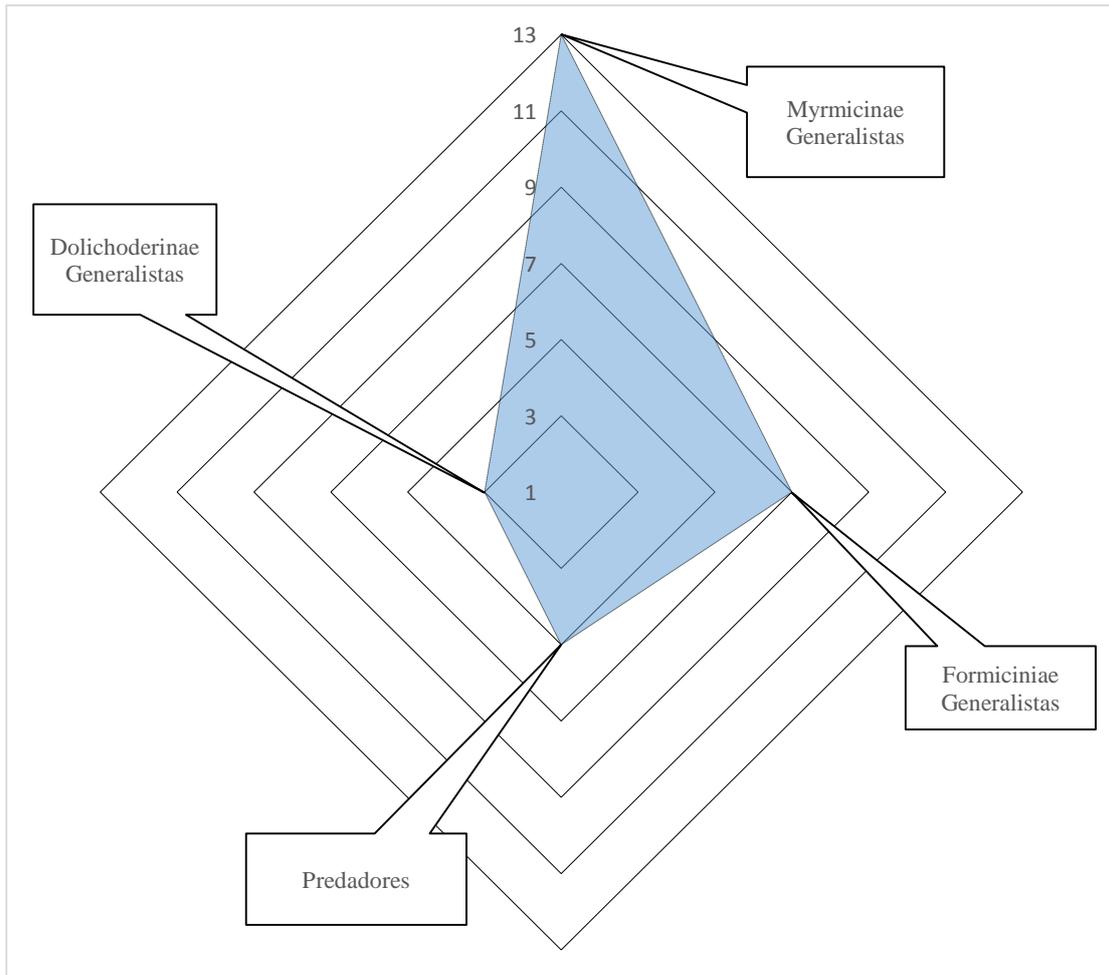


Figura 30: gráfico de radar mostrando o número de representantes nas guildas tróficas enquadradas: Dolichoderinae Generalistas, Formicinae Generalistas, Myrmicinae Generalistas e Predadoras.

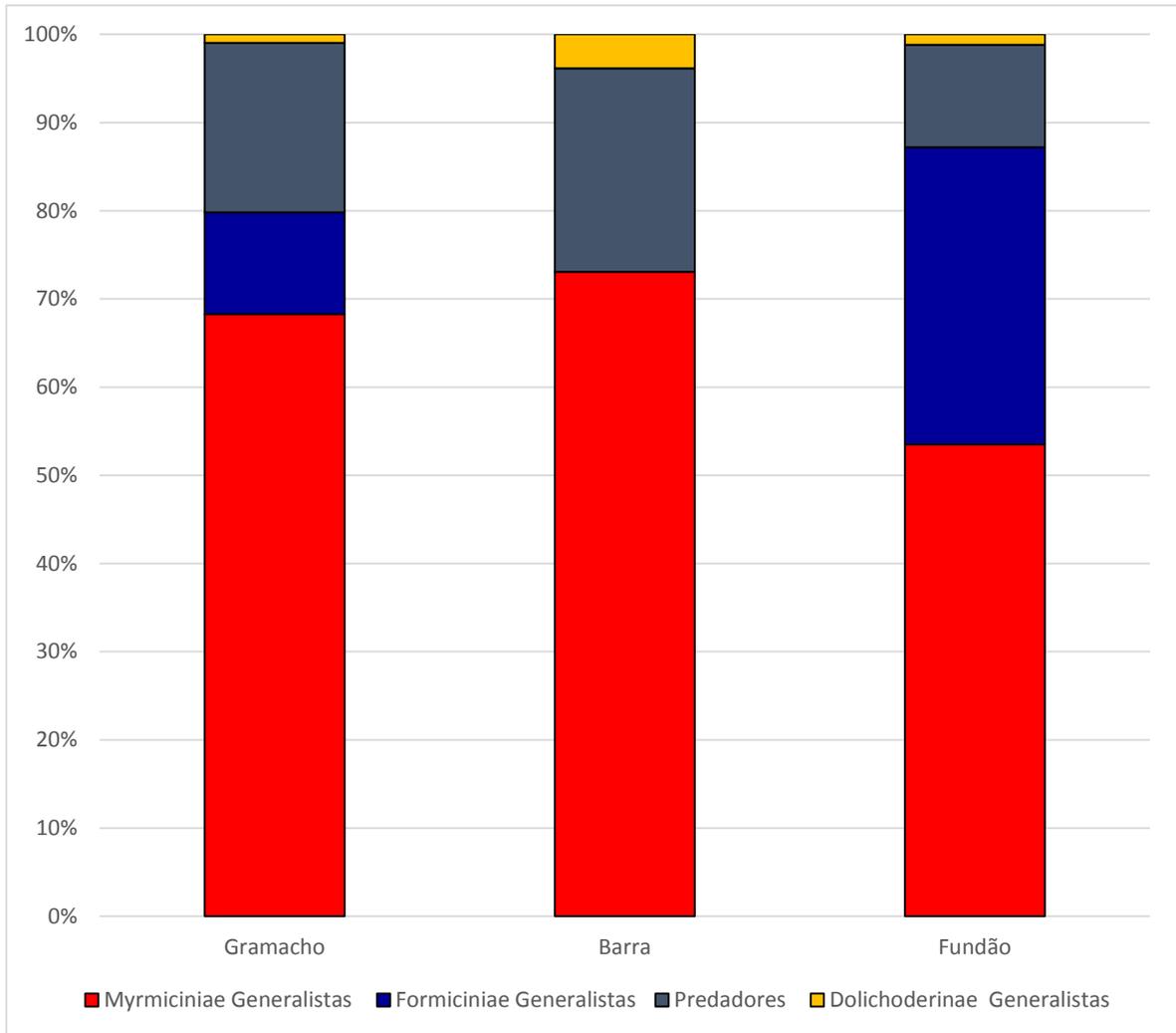


Figura 31: Gráfico de colunas empilhadas, mostrando percentagem das guildas tróficas nos manguezais estudados

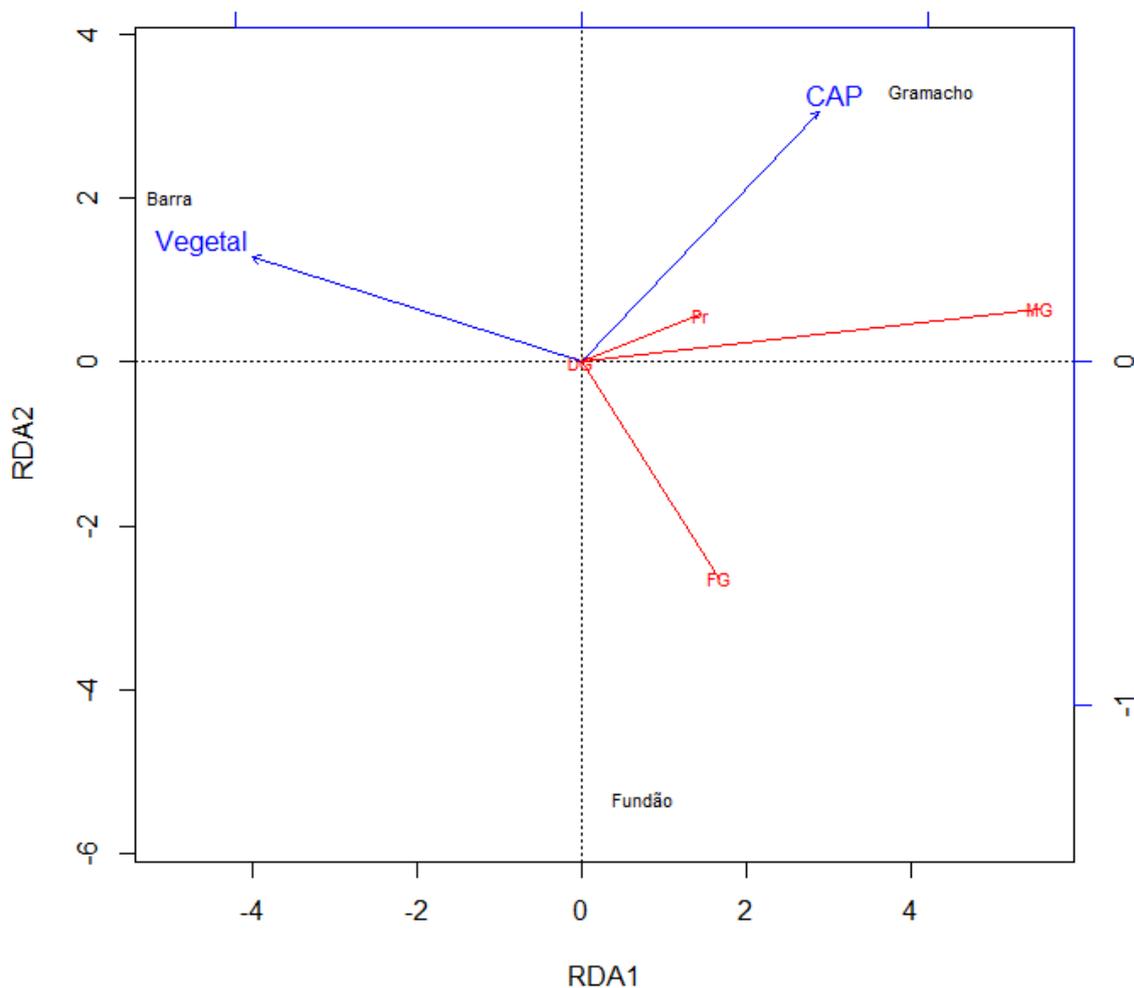


Figura 32: Análise de Redundância para as guildas Myrmecinae Generalistas (MG), Predadoras (Pr), Dolichoderinae Generalistas (DG) e Formicinae Generalistas (FG) com as variáveis ecológicas da Circunferência na Altura do Peito (CAP) e Cobertura Vegetal (Vegetal) analisadas.

5. DISCUSSÃO

5.1 Variáveis vegetacionais

O processo de sucessão ecológica se caracteriza por ser um fenômeno lento, com grande taxa de substituição e autopropetuação de espécies, que, de acordo com o tempo, muda o caráter ambiental desse ecossistema, fazendo com que vários padrões de riqueza e diversidade sejam observados. (RICKLEFS, 2010). Juntamente com o grau de impactação (apesar de não ter sido medido no presente estudo), que, tanto química quanto física, gera uma degradação e fragmentação de habitats afetando a fauna e a flora de qualquer

ecossistema (BEGON, 2009). MAURÍCIO (2014) não observou relações entre o grau de degradação antrópica e a distribuição de riqueza de formigas em quatro manguezais de Florianópolis, SC, mesmo cobrindo uma área estuarina de 93km², sendo maior do que os manguezais estudados no presente trabalho. Entretanto, DELABIE *et al.* (2006) observou que as comunidades de formigas apresentam um comportamento antagônico ao grau de antropização, porém, numa área maior de 250km ao longo do litoral do sudeste baiano, compondo treze manguezais. Alguns estudos sugerem que a composição de formigas arborícolas em áreas de florestas secundárias, decorrentes de altos graus de impactação de origem antrópica, não sofre assim tantas mudanças em relação às primárias, sendo necessário um maior estudo sobre variáveis ecológicas e o ambiente em questão (YANOVIK *et al.* 2007).

O manguezal do Fundão, por ser o mais novo dos três manguezais estudados, apresentou características diferentes das dos manguezais de Gramacho e da Barra e, apresentou uma composição mirmecofaunística diferente em relação aos outros manguezais relativamente mais antigos. A composição de espécies encontrada nesse manguezal se caracterizaria por uma comunidade pioneira, apesar da dominância evidente das espécies do gênero *Crematogaster*. Entretanto, não se pode afirmar, pois as áreas apresentam heterogeneidades diferentes, o que pode influenciar no estabelecimento de algumas espécies de formigas. A não estabilização da curva do coletor para esse manguezal se deve, provavelmente, aos altos índices de migração de espécies provenientes das matrizes, ou seja, das regiões adjacentes que estão servindo de “fonte” de espécies para o manguezal mais novo. Com isso, a carga e a taxa de colonização e substituição são muito maiores, o que já não ocorreria com essa magnitude nos ambientes da Barra da Tijuca e de Gramacho, onde as curvas alcançaram uma estabilidade. Segundo ANDERSON (2007), a taxa de ganho de espécies e mudança do panorama faunístico diminui ao longo do tempo, sendo a riqueza e diversidade maior nos primeiros anos até se estabilizar dentro dos fatores de resistência do ambiente em questão.

Vários estudos sugerem uma associação positiva entre o tamanho da planta e sua riqueza de formigas, havendo um aumento da riqueza de acordo com aumento da largura (diâmetro do caule) e uma riqueza maior na região da copa do que em outras partes da planta (TANAKA, *et al.*, 2010; JANDA & KONECNA, 2011). KLIMES *et al.* (2012) obtiveram uma riqueza de formigas maior em caules com maior diâmetro (consequentemente maior

circunferência), devido a um número maior de ninhos encontrados nessas plantas em uma floresta tropical da Nova Guiné. MAETO & SATO (2004) já encontraram uma relação entre o diâmetro de coníferas e a riqueza de formigas em florestas da Ilha de Shikoku, no Japão. SCHONBERG *et al.* (2004) e LEAL *et al.* (2012) utilizaram em seus trabalhos árvores com diâmetro maior que 10cm para seus experimentos na Cordilheira de Tilarán, na Costa Rica, e Usina Serra Grande, Nordeste do Brasil, respectivamente. Da mesma forma, com plantas isoladas em um ambiente de produção agrícola, DUNN (2000) encontrou uma maior riqueza e abundância de formigas em plantas com diâmetros maiores em relação a plantas com largura menor, postulando ainda que a riqueza de formigas tende a aumentar de acordo com a heterogeneidade da planta. Essa relação sugere que o aumento do diâmetro e, conseqüentemente, o aumento da circunferência provavelmente aumenta a área e o número de espaços para nidificação, seja sob cascas ou em galhos, o que aumentaria uma ocupação maior de nichos, favorecendo assim o aumento da riqueza. A oscilação pode talvez ser explicada pelo comportamento de algumas espécies. Uma largura menor pode estar sendo mais vantajosa para formigas mais “solitárias” de ninhos não tão grandes, enquanto que com o aumento da largura, algumas espécies com ninhos maiores e mais territorialistas estariam em vantagem, não havendo a coocorrência de alguns indivíduos de certa espécie.

A cobertura vegetal está diretamente associada a conexão entre as árvores e, assim sendo, um espaço maior de áreas a serem colonizadas e recursos a serem alcançados (POWELL *et al.*, 2011; RIBAS *et al.*, 2003). Contraditoriamente ao CAP, a riqueza caiu de acordo com o aumento da cobertura vegetal. Essa é uma variável utilizada para definir a densidade de árvores de uma floresta, de acordo com a proporção da área do solo coberta, em relação à projeção vertical da copa das árvores pela luminosidade do sol (JENNINGS *et al.*, 1999). Alguns estudos já registram relações antagônicas entre cobertura vegetal e riqueza de formigas. Em um estudo de bosques de eucalíptos em Sydney, na Austrália, LASSAU & HOCHULI (2004) encontraram uma relação negativa entre essas duas variáveis, e ainda propuseram uma melhor associação e estabelecimento de formigas, a habitats menos complexos, especulando que uma possível explicação seria a eficiência energética das formigas em um ambiente mais homogêneo. Ainda postularam uma relação positiva entre cobertura vegetal e humidade do solo. Com a mesma ideia, em um outro estudo, feito por VASCONCELOS *et al.* (2000), sobre o extrativismo madeireiro na Amazônia, Brasil, obteve-se uma maior abundância e riqueza de formigas em áreas com cobertura vegetal em torno de 50% a 70%, onde a extração de madeira ocorreu, sendo que o

grupo de controle com 80% teve números menores. Esse aumento, entretanto, pode ter ocorrido devido ao aumento da profundidade da serrapilheira e do aumento de plantas de subosques, porém a composição de formigas se manteve semelhante ao de áreas não impactadas.

ARMBRECHT & PERFECTO (2003) encontraram uma relação positiva entre cobertura vegetal e riqueza de formigas para duas regiões de cultura de café, no México. Sendo que o número de ninhadas e o número de ninhos em galhos encontrados diminuíram com uma cobertura vegetal declinante de 63% para 20%, enquanto que para uma outra área de 67%, a riqueza praticamente se manteve constante. Entretanto naquele mesmo estudo, levaram-se em conta as formigas que nidificavam em solo, o que não se aplicaria ao presente trabalho. A cobertura vegetal pode ser associada à degradação ambiental de alguns habitats. POWELL *et al.* (2011) encontraram menor riqueza em áreas de cobertura vegetal menor em regiões do cerrado, onde áreas consideradas densas (60-70% de cobertura vegetal) tiveram praticamente a mesma riqueza de regiões com densidade considerada média (30-50%). KING *et al.* (1998) avaliaram graus de impactação em florestas tropicais húmidas de Queensland, na Austrália. A temperatura do solo e do ar foram maiores em relação a menor cobertura vegetal. Tais autores ainda encontraram um maior número de gêneros de formigas em uma cobertura vegetal de 89% em relação a uma cobertura de 95%.

Os estudos citados sugerem que a riqueza das espécies varia de acordo com a cobertura vegetal. O fato de alguns encontrarem uma riqueza maior com uma cobertura em torno de 70% e, sendo essa reduzida em densidades em torno de 20%, enquanto outros estudos sugerem também uma diminuição da riqueza com cobertura maior que 70% contribui para tal afirmação. Ainda que, levando-se em conta o tipo de ambiente em questão, os dados do presente estudo, sugere uma relação não linear entre a cobertura vegetal e a riqueza de formigas. Os dados da regressão cúbica, apesar da baixa explicação, revelam uma curva em um intervalo onde a riqueza poderia ser maior, no caso do presente estudo, entre 30 e 40%.

A variação na cobertura vegetal pode ocasionar mudanças nas condições microclimáticas, na qualidade e quantidade dos recursos, submetendo assim a comunidade a uma certa pressão (NEVES *et al.*, 2013). Ao alterar microclimaticamente, o nicho e a curva de resposta de algumas espécies podem estar sendo ameaçadas (BEGON, 2009), não ocorrendo em certos intervalos, o que explicaria a oscilação encontrada. O comportamento

das espécies pode estar sendo alterado de acordo com esses fatores. A espécie *Solenopsis invicta*, por exemplo, quase não aparece em florestas com densidade alta (WOJCIK, 1983), diferentemente de *Crematogaster curvispinosa* que, no presente trabalho e no trabalho de MAURÍCIO (2014), teve maior frequência em áreas de mangue com maior cobertura de dossel.

Esses resultados sugerem uma forte interação entre os fatores vegetacionais e a fauna de formigas analisados, em ambientes de manguezal. Devido à escassez de estudos nesses ambientes, as comparações foram feitas com ambientes relativamente próximos e ambientes diferentes, comparando as formigas arborícolas e, com isso, tentando visualizar um padrão semelhante ao presente em ambientes de manguezais. Para a CAP, através da regressão linear, a riqueza teve um comportamento semelhante, sendo observada a relação direta entre essas duas variáveis, como os estudos comparados sugerem. No entanto, a regressão cúbica sugere um aumento da riqueza para circunferências caulinares maiores que 15cm, sendo que a riqueza volta a decair com perímetro caulinar maior que 25cm, propondo, assim, um intervalo para essas variáveis. Para a cobertura vegetal, os dados do presente estudo, comparado a trabalhos de diversas outras áreas, sugerem um intervalo de 10-60% onde se teria um ponto ótimo, e, a partir de 60%, a riqueza começa a declinar. Entretanto, mais estudos são necessários com a medição de variáveis abióticas e bióticas, pois a composição da fauna de formigas, foi diferente das dos trabalhos comparados, da mesma forma que a composição vegetal.

5.2 Mirmecofauna como bioindicador

As formigas são invertebrados dominantes em dosséis de zonas tropicais (DE ULLOA *et al.*, 2014). Sua distribuição ao longo das paisagens é geralmente organizada em várias guildas tróficas (ARNAN *et al.*, 2006) e, por causa disso, a dominância arbórea se dá por um mosaico de espécies, onde formigas dominantes possuem, em sua maioria, papel importante para a composição da fauna arborícola (MAJER & CAMER-PESCI, 1991, SANDERS *et al.*, 2007).

Segundo FOWLER *et al.* (1993), a predominância da subfamília Myrmecinae é um padrão comum em ambientes tropicais, por ser um dos grupos mais diversificados em relação aos hábitos alimentares e de nidificação. Representa a maior subfamília de

Formicidae, sendo a maioria das espécies onívoras generalistas, com algumas podendo ser predadoras, granívoras ou cultivadoras de fungos (WARD, 2013).

Espécies do gênero *Crematogaster*, as mais frequentes em todos os manguezais, são compostas por indivíduos arborícolas dominantes, com alto grau de agressividade, podendo obter presas relativamente grandes (HOLDOBLER & WILSON, 1990, RICHARD *et al.*, 2001). *Crematogaster crinosa* está fortemente associada a árvores tropicais, sendo bastante abundante nesses ambientes (CASTAÑO-MENESES, 2014). Possui um comportamento bastante agressivo, podendo apresentar comportamento menos ríspido com outras colônias de formigas adjacentes (BROWN *et al.*, 2013). *C. crinosa* aparentemente possui um enorme destaque em manguezais novos e impactados, sendo a mais dominante no manguezal do Fundão, pois foi fortemente representativa nessa área, tendo mais de 70% de frequência. Juntamente com *C. torosa*, *C. crinosa* forma um grupo bem complexo e taxonomicamente difícil de identificar (WARD, 2013), sendo necessárias outras análises, além da morfológica, para a identificação (BLAIMER, 2012). Para o manguezal de Gramacho, o padrão dominante foi o de *C. torosa* e *C. curvispinosa*. O gênero é composto por espécies generalistas que vivem em ambientes mais secos e isolados, e, quando em ambientes húmidos, presentes em grandes quantidades em áreas impactadas.

C. curvispinosa é utilizada como bioindicador, pois além de habitar áreas impactadas, sua presença é relacionada a ambientes de agrossistemas com baixa emissão de gases que causam o efeito estufa (SANABRIA *et al.*, 2014). Podem nidificar em caules mais estreitos, pois suas colônias são bem pequenas (WARD, 2013). São consideradas coletoras generalistas e características da Região Neotropical (LIDIA, 2014)

M. floricola é uma espécie cosmopolita de ambientes tropicais (WETTERER, 2010a) e exótica no Brasil (FOWLER *et al.*, 1994), suas vastas colônias se abrigam em espaços de paredes e detritos, e também podem nidificar em galhos e se alimentar preferencialmente de substâncias doces, como o néctar (SOLIS *et al.*, 2010). Foram bastante frequentes no trabalho de manguezais de DELABIE (2006), no sudeste da Bahia, e na dissertação de mestrado de MAURÍCIO (2014), em Florianópolis, SC, sendo a espécie presente em todos os manguezais avaliados neste estudo. Entretanto, face à pouca frequência no manguezal do Fundão pode-se sugerir o início da colonização dessa espécie no local.

As formigas da subfamília Dolichoderinae constituem um grupo de formigas dominantes em ambientes tropicais (BLUM & HERMANN JR, 1978). Seus representantes compõe a quarta maior subfamília de Formicidae do mundo, onde muitos são dominantes em certos ambientes, principalmente os intertropicais (CHIOTIS *et al.*, 2000; WARD, 2013). O gênero *Dolichoderus* Lund, 1831 forma um conjunto bastante complexo de indivíduos altamente polimórficos variando em tamanho, cor e escultura (MCKAY, 1993). A espécie *Dolichoderus lutosos* já foi registrada em manguezais no Pará no trabalho de BEASLEY *et al.* (2010), sendo espécies generalistas e ocupando a parte mais superior da copa (FERREIRA, 2013), além de ocupar áreas degradadas (WARD, 2013). Foram encontradas em baixa frequência e somente no manguezal de Gramacho.

O gênero *Linepithema* Mayr, 1866 é um grupo monomórfico e também característico de ambientes neotropicais podendo ser encontrado em ambientes degradados, porém em menor número (WILD, 2014), sendo *Linepithema neotropicum* provavelmente uma espécie nativa da América do Sul (WILD, 2009). A espécie *Tapinoma melanocephalum* possui uma das maiores e mais vastas distribuições de espécies de formigas do que qualquer outra, além de muitas serem consideradas pragas urbanas (WETTERER, 2009). No presente estudo as Dolichoderinae encontradas tiveram pouca representatividade, sendo cada espécie encontrada somente em um manguezal.

A subfamília Formicinae possui uma distribuição mundial sendo especialmente rica nas regiões neotropicais (BOLTON, 1994). A espécie mais frequente da subfamília Formicinae (especialmente no Fundão), *Brachymyrmex heeri*, é considerada comum em ambientes perturbados (HERRERA & LONGINO, 2008). O gênero *Brachymyrmex* Mayr, 1868 já foi encontrado em ambientes de manguezais impactados (DELABIE, 2006; MAURÍCIO, 2014) e a espécie em processos de sucessão secundária, como no trabalho de OSORIO-PÉREZ *et al.* (2007), em florestas de Porto Rico. Essa espécie é catalogada como residente em ambientes neotropicais (KEMPF, 1972 apud WETTERER & WETTERER, 2004). Os dados do presente trabalho sugerem que essa espécie aparentemente apresenta uma forte representatividade em manguezais impactados mais novos.

As espécies do gênero *Camponotus* Mayr, 1861 são organismos cosmopolitas dominantes (HOLLDOBLER & WILSON, 1990), colonizam com muito sucesso o habitat arbóreo em florestas tropicais (BRÜHL *et al.*, 1998). Muitas se alimentam exclusivamente de líquidos, sendo grandes competidores por tais recursos (COOK, 2008). COGNI &

FREITAS (2002) obtiveram maior riqueza do gênero *Camponotus* visitando nectários extraflorais de guanxuma-do-mangue (*Hibiscus pernambucensis* Bertol. – Malvales: Malvaceae) onde a espécie *Camponotus crassus* também estava presente, juntamente com a Pseudomyrmecinae *Pseudomyrmex gracillis*. Indivíduos da Espécie *C. crassus* já foram associados às cigarrinhas da espécie *Guayaquila xiphias* (FABRICIUS, 1603) (Auchenorrhynca: Membracidae) por produzirem uma substância açucarada, das quais as formigas se alimentam (DEL-CLARO, 1999) em arbustos em campos do Cerrado brasileiro, da mesma forma que *Camponotus cingulatus* (NASCIMENTO & DEL-CLARO, 2010). No presente trabalho, foi observada a presença de cigarrinhas nas plantas e nos lençóis após o balanço desses, porém não há identificação no nível de espécie, mas a presença de uma associação mirmecofílica da fauna local com as espécies de formiga não pode ser descartada.

A subfamília Pseudomyrmecinae é composta por formigas arborícolas hiperóticas vastamente distribuídas nos ambientes tropicais e subtropicais (WARD & DOWNIE, 2005), onde 20% das espécies são habitantes obrigatórios de interações inseto-planta específicas (WARD *et al.*, 2011). *P. gracilis*, já citada no parágrafo anterior, possui uma ampla distribuição, principalmente em zonas tropicais e subtropicais, nidificando em galhos; possuem ferrões fortes mas não apresentam comportamento agressivo (WETTERER, 2010b). *P. schuppi* já foi registrada em nectários florais em ambientes semi-áridos da Bahia (SANTOS *et al.*, 2014), em regiões de Mata Atlântica em processo de sucessão em Minas Gerais (NEVES *et al.*, 2010; REIS *et al.*, 2013) e em remanescentes de Mata Atlântica em Santa Catarina (LUTINSK *et al.*, 2014). Em ambientes estuarinos, há registro em manguezais impactados da Bahia (DELABIE, 2006). *P. filiformis* e *P. oculatus* nidificam em galhos secos (RIBAS *et al.*, 2003; DEJEAN *et al.*, 2014).

5.3 Guildas Tróficas

O estudo de guildas tróficas para formigas se baseia além do seu comportamento, como também da sua alimentação a seu tamanho corporal, tamanho e forma das presas, dos olhos e até mesmo dos ninhos (BRANDÃO *et al.*, 2012). A posição das formigas nas cadeias tróficas pode ser alterada por fatores como disponibilidade de recursos, idade da vegetação (sucessão), competição, entre outros. No entanto, a mudança parece ser paralela durante o crescimento vegetacional (GIBB & CUNNINGHAM, 2011).

A maioria das espécies foi enquadrada como generalistas onívoras. A onivoria caracteriza-se pela obtenção de energia por mais de um nível trófico, podendo atuar como consumidores primários, secundários, terciários e assim sucessivamente (PIMM, 1982). A onivoria causa uma estabilidade na cadeia trófica (MCCANN & HASTINGS, 1997) pois essa estratégia provoca oscilações tróficas à medida que a preferência alimentar do organismo onívoro muda no ambiente, podendo assim contribuir para o equilíbrio das cadeias tróficas e, conseqüentemente, para o ecossistema como um todo (ATTAYADE *et al.*, 2006).

As formigas do gênero *Pseudomyrmex* são tidas como predadoras em ambientes arborícolas, porém, como citado no subtópico anterior, há registros de *P. gracilis* visitando nectários extraflorais de vegetação de brejo. Os gêneros *Crematogaster*, *Monomorium*, *Dolichoderus*, *Pheidole* Westwood, 1839 e *Paratrechina* Motschulsky, 1863 já foram registrados em associação trofobióticas com Cicadellidae, Membracidae, Coccidae, Delphacidae, entre outras famílias de Hemiptera (BLÜTHGEN *et al.*, 2006). Da mesma forma, os gêneros *Cardiocondyla* Emery, 1869, *Nesomyrmex* Wheeler, 1910 e *Tetramorium* Emery, 1914 podem facultativamente atender a Hemiptera (Delabie, informação pessoal).

Em sua revisão, CANNICCI *et al.* (2008) concluíram que as formigas podem estar diretamente associadas a preservação da vegetação de mangue, atuando tanto positivamente, quanto negativamente. Ao se associarem com nectários extraflorais, as formigas podem proteger as plantas contra a herbivoria e fitofagia (FIALA *et al.*, 1994; HEIL & MCKEY, 2003), no entanto ao se associarem a animais mirmecofílicos as formigas podem estar contribuindo indiretamente para a herbivoria desses sobre as plantas, pois protegem os indivíduos associados da predação e/ou parasitismo (DEJEAN *et al.*, 2000; GIBERNAU & DEJEAN, 2001), fator que contribui para o fato das formigas serem organismos importantes para o equilíbrio de um ecossistema (HOLLDOBLER & WILSON, 1990).

A distribuição de formigas arbóreas, além de ter um padrão mosaical, apresenta, independentemente de guilda ou dominância, sua distribuição em guildas de uma maneira não aleatória (SANDERS *et al.*, 2007). A grande ocorrência do gênero *Crematogaster* e de outras formigas arborícolas, consideradas dominantes e de forte representatividade em áreas impactadas, pode talvez estar influenciando na distribuição das guildas mirmecotróficas corroborando com a não aleatoriedade da distribuição. As variáveis ecológicas analisadas também podem estar influenciando algumas guildas pois influenciam diretamente nas

espécies como proposto no subtópico 4.2. Dolichoderinae Generalistas aparentemente são neutras de acordo com a CAP e a cobertura vegetal. Myrmecinae Generalistas e Predadoras têm uma relação positiva com a largura da planta, uma vez que com o crescimento em largura, pode estar aumentando a disponibilidade dos recursos a serem utilizados por alguns desses organismos. A cobertura vegetal não influenciou diretamente tantas espécies, porém ela está influenciando na riqueza, ou seja, na presença de certos indivíduos. Em termos de guildas tróficas os resultados propõem uma relação negativa entre a cobertura vegetal e as Formicinae Generalistas, visto que essas não apareceram no manguezal da Barra, onde a cobertura foi maior.

Um ambiente que sofre inundações tem sua estrutura de comunidades alterada (ELLIS *et al.*, 2001). Para um ambiente que sofre periodicamente com a maré, o solo não é uma fonte de recurso aproveitado por alguns animais por conta da ausência de serrapilheira, de organismos consumidores de húmus, entre outros fatores que ambientes secos podem proporcionar para os insetos (DE BAAR & HOCKEY, 1993), sendo a vegetação de mangue a única forma de recurso utilizado pelas formigas. Apesar de não ter sido comparado, nem analisado, qualquer tipo de interação biótica, os estudos citados no trabalho levam a crer que possa haver interações entre as formigas, a fauna e a flora associada ao mangue, sendo necessário um maior estudo sobre o assunto.

Estar em uma guilda generalista em área de manguezal impactado pode ser a estratégia mais relevante e mais adaptável ao ambiente em questão, visto que a onivoria traz um repertório alimentício de enorme variedade (BRANDÃO *et al.*, 2012), isso em um ambiente onde os recursos do solo por áreas alagadas são praticamente inutilizados. MERTL *et al.*, (2009) concluíram que a densidade e riqueza de formigas tende a decair com inundações em florestas da Amazônia exatamente por causa uma gama de recursos disponíveis menor para serem utilizados por elas.

6. CONCLUSÃO

Os manguezais urbanos, apesar de impactados apresentam uma grande riqueza de espécies de formigas, onde se observa um padrão de dominância realizado pelas espécies do gênero *Crematogaster*, que é bastante frequente.

Mesmo com uma diferença de poucos anos entre um manguezal e outro, os padrões de riqueza e composição de espécies são diferentes.

Em manguezais impactados mais novos, a riqueza de espécies tende a ser maior se comparada a manguezais um pouco mais antigos.

Cobertura vegetal e CAP podem estar influenciando as espécies de uma maneira não linear, como a maioria dos trabalhos sugere, apesar da cobertura vegetal ter pouca associação com a frequência de espécies. Seria necessário um estudo maior sobre o caso para uma avaliação mais precisa.

Para um ambiente de manguezal os níveis tróficos ocupados pelas formigas talvez não sejam bem definidos no momento, não sabendo sua dieta. A maioria das espécies encontradas nesse ambiente foi de onívoros, o que parece ser a estratégia mais adotada pelas formigas. No entanto, estudos sobre o forrageamento das formigas em manguezais se fazem necessários para ter uma maior clareza sobre a alimentação das formigas e qual associação (mirmecofítica ou mirmecofílica) podem estar fazendo.

Parte das espécies encontradas já foram registradas como bioindicadores de habitats degradados, o que simplesmente corrobora ainda mais com os trabalhos feitos nessa área. Porém, estudos em manguezais ainda são escassos, e um estudo em manguezais preservados se faz necessário, para se ter mais dados a respeito da composição e do comportamento das espécies.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABURTO-OROPEZA, O; EZCURRA, E.; DANEMANN, G.; VALDEZ, V.; MURRAY, J.; SALA, E. 2009 Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.105, n.30, p.10456–10459.
- ALONGI, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v.29, p.331–349.
- ANDERSON, K. J., 2007. Temporal Patterns in Rates of Community Change during Succession. **The American Naturalist**, 169(6), pp. 780-793.
- ANDERSON, C.; LEE, S. Y. 1995. Defoliation of the mangrove *Avicennia marina* in Hong Kong: cause and consequences. **Biotropica**, v.27, p.218– 226.
- ANON., 2014. Coppe 50 UFRJ. Disponível em: <<http://www.coppe50anos.com.br/vivailha/pt/a-ilha/sobre>> Acesso em 2 Março 2015.
- ARMBRECHT, I. & PERFECTO, I., 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Volume 97, pp. 107-115.
- ARNAN, X., RODRIGO, A. & RETANA, J., 2006. Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. **Journal of Biogeography**, Volume 33, p. 1246–1258.
- ATTAYADE, J. L., ISKIN, M. & CARNEIRO, L., 2006. O Papel da Onivoria na Dinâmica das Cadeias Alimentares. **Oecologia**, 10(1), pp. 69-77.
- BEASLEY, C. R., FERNANDES, M. E.B., FIGUEIRA, E. A.G., SAMPAIO, D. S., MELO, K. R. & BARROS, R., 2010. Mangrove Infauna and Sessile Epifauna in North Brazil. Em: H. S. ULRICH SAINT-PAUL, ed. **Mangrove Dynamics and Management**. s.l.:Springer Berlin Heidelberg, pp. 109-123.
- BEGON, M., 2009. **Fundamentos em Ecologia**. 3ª ed. São Paulo: artmed.
- BLAIMER, B. B., 2012. A subgeneric revision of *Crematogaster* and discussion of regional species-groups (Hymenoptera: Formicidae). **Zootaxa**, Volume 3282, p. 47–67.

- BLUM, S. & HERMANN, JR, . H., 1978. Venoms and Venom Apparatuses of the Formicidae: Dolichoderinae and Aneuretinae. Em: S. BETTINI, ed. **Arthropod Venoms**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, pp. 871-894.
- BLÜTHGEN, N., MEZGER, D. & LINSENMAIR, K. E., 2006. Ant-hemipteran trophobioses in a Bornean rainforest diversity, specificity and monopolisation. **Insectes Sociaux**, Volume 53, pp. 194-203.
- BOLTON, B. 1994. **Identification Guide to the Ant Genera of the World**. Harvard University Press, 222p.
- BRANDÃO, C. R. F., SILVA, R. R. & DELABIE, J. H. C., 2012. Neotropical Ants (Hymenoptera) Functional Groups: Nutritional and Applied Implications. Em: J. R. P. P. ANTÔNIO R. PANIZZI, ed. Insect **Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**. s.l.:CRC, pp. 213-236.
- BROWN, S. A. COWDERY, C. P., DIAZ, J., SEYFERTH, E., & STEIN, V. D. 2013. Enemy at The Gates: Possible Evidence for Dear Enemy Phenomenon in *Crematogaster Crinosa*. **Dartmouth Studies in Tropical Ecology**.
- BRÜHL, C. A., GUNSALAM, G. & LINSENMAIR, K. E. 1998. Stratification of ants (Hymenoptera, Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. **Journal of Tropical Ecology**. 14: 285-297.
- CAMPOS, T. R. M, TEIXEIRA, M. L. F. M. & SANTOS, M. N. 2012. *Comunidade de Formigas em Manguezais Naturais e Recuperados na Baía de Guanabara e Complexo Lagunar da Baixada de Jacarépaguá, RJ*. Rio de Janeiro : Monografia. **Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO)**
- CANNICCI, S., BURROWS, S., FRATINI, S., SMITH III. T. J., OFFENBERG, J. & DAHDOUH-GUEBAS, F., 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. **Aquatic Botany**, Volume 89, pp. 186-200.
- CASTAÑO-MENESES, G., 2014. Trophic Guild Structure of a Canopy Ants Community in a Mexican Tropical Deciduous Forest. **Sociobiology**, 61(1), pp. 35-42.

- CERETO, C. E., 2008. Formigas em restinga na região da Lagoa Pequena, Florianópolis, SC: levantamento taxonômico e aspectos ecológicos, TCC, **Universidade Federal de Santa Catarina**, Florianópolis: s.n.
- CHIOTIS, M., JERMIIN, L. S. & CROZIER, R. H., 2000. A Molecular Framework for the Phylogeny of the Ant Subfamily Dolichoderinae. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 17(1), pp. 108-116.
- COGNI, R., & FREITAS, A. V. 2002. The Ant Assemblage Visiting Extrafloral Nectaries of *Hibiscus Pernambucensis* (Malvaceae) in a Mangrove Forest in Southeast Brazil (Hymenoptera:Formicidae). **Sociobiology**, Vol. 40. n2.
- COOK, S. C., 2008. Functional Biology of Exudate-feeding Ants. Utah: UMI.
- COLWELL, R. K., 2013. EstimateS 9.1.0 User's Guide. Disponível em <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide.htm#ColwellEtAl2012>> Acesso em 2013.
- DE BAAR, M. & HOCKEY, M., 1993. Mangrove insects. **Australasian Science**, Volume 3, p. 44–45.
- DE ULLOA, P. C., VALDÉS-RODRÍGUEZ, S., HURTADO-GIRALDO, A. & PIMIENTA, M. C., 2014. Hormigas arbóreas del Parque Nacional Natural Gorgona (Pacífico de Colombia). **Biol. Trop.**, Volume 62, pp. 277-287.
- DEJEAN, A., BOURGOIN, T. & ORIVEL, J., 2000. Ant Defense of *Euphyonarthex phyllostoma* (Homoptera: Tettigometridae) during Trophobiotic Associations. **Biotropica**, 32(1), p. 112–119.
- DEJEAN, A., LABRIÈRE, N., TOUCHARD, A., PETITCLERC, F. & ROUX, O., 2014. Nesting habits shape feeding preferences and predatory behavior in an ant genus. **Naturwissenschaften**.
- DELABIE, J. H., PAIM, V. R. L. M., NASCIMENTO, I. C., CAMPIOLO, S. & MARIANO, C. S. F., 2006. As Formigas Como Indicadores Biológicos do Impacto Humano em Manguezais da Costa Sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology** , Setembro, 35(5), pp. 602-015.

- DEL-CLARO, K., 1999. Ant-Homoptera Interactions in a Neotropical Savanna: The Honeydew-Producing Treehopper, *Guayaquila xiphias* (Membracidae), and its Associated Ant Fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae). **Biotropica**, 31(1), pp. 135-144.
- DUNN, R. R., 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. **Biological Conservation**, Volume 95, pp. 317-321.
- ENDRINGER, F.B.; SANTOS, I.A.; TEIXEIRA, M.C.; SCHOEREDER, J.H. 2007. Diversidade de formigas em plantas de mangue. In: **Simpósio de Mirmecologia**, 18, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Instituto Biológico.
- ELLIS, L. M., CRAWFORD, C. S. & MOLLES JR, M. C., 2001. Influence of Annual Flooding on Terrestrial Arthropod Assemblages of a Rio Grande Riparian Forest. Regulated Rivers: **Research & Management**, Volume 17, p. 1–20.
- ELLISON A.M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough? **Restoration Ecology**, v.8, p.219–299.
- FARNSWORTH, E.J.; ELLISON, A.M. 1991. Patterns of herbivory in Belizean mangrove swamps. **Biotropica**, v.23, n.4b, p.555-567.
- FERREIRA, T. M. C., 2013. Efeito de Bordas Naturais e Artificiais na Assembléia de Formigas dos Manguezais, Bragança: Tese de Mestrado. **Universidade Federal do Pará (UFPA)**
- FIALA, B., GRUNSKY, H., MASCHWITZ, U. & LINSÉNMAIR, K. E., 1994. Diversity of ant-plant interactions: protective efficacy in *Macaranga* species with different degrees of ant association. **Oecologia**, Volume 97, pp. 186-192.
- FLOREN, A., FREKING, A., BIELIL, M. & LINSÉNMAIR, E., 2001. Anthropogenic disturbance changes the structure of arboreal tropical ant communities. **Ecography**, Volume 24, pp. 547-554.
- FOWLER, H.G. 1993. Relative representation of Pheidole (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. **Annales de Biologia**, v.19, p.29-37.
- FOWLER, H.G., SCHLINDWEIN, M.N. & MEDEIROS, M.A. 1994: Exotic ants and community simplification in Brazil: a review of the impact of exotic ants on native ant

assemblages. In: WILLIAMS, D.F. (Ed.): Exotic ants: biology, impact, and control of introduced species. – **Westview Press, Boulder**, CO, pp. 151-162.

GIBB, H. & CUNNINGHAM, S. A., 2011. Habitat contrasts reveal a shift in the trophic position of ant assemblages. **Journal of Animal Ecology**, Volume 80, pp. 119-127.

GIBERNAU, M. & DEJEAN, A., 2001. Ant protection of a Heteropteran trophobiont against a parasitoid wasp. **Oecologia**, Volume 126, p. 53–57.

GONG, W.K; ONG, J.E. 1995. The use of demographic studies in mangrove silviculture. **Hydrobiologia**, v.295, p.255-261.

GROSJEAN, P., 2013. SciViews: A GUI API for R. UMONS, Mons, Belgium.

Disponível em: <http://www.sciviews.org/SciViews-R>.

HEIL, M. & MCKEY, D., 2003. Protective Ant-Plant Interactions as Model Systems in Ecological and Evolutionary Research. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, Volume 34, p. 425–53.

HERRERA, H. W. & LONGINO, J. T., 2008. New Records of Introduced Ants (hymenoptera; formicidae) in the Galapagos Islands. **Galapagos Research**, Volume 65, pp. 16-19.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. 1990. **The Ants**. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press. 731p.

JANDA, M. & KONECNA, M., 2011. Canopy assemblages of ants in a New Guinea rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Volume 27, pp. 83-91.

JENNINGS, S. B., BROWN, N. D., SHEIL, D., 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy cover and other measurements. **Forestry**. V.72, N.1, p. 59-73.

JBRJ, 2000. *IPJBRJ*. Disponível em <http://www.jbrj.gov.br/pesquisa/projetos_especiais/manguezal.htm> Acesso em 6 janeiro 2013.

JOHNSTONE, I.M., 1981 Consumption of leaves by herbivores in mixed mangrove stands. **Biotropica**, v.13, n.4, p.252-259.

- KAIRO, J.G.; LANG'AT, J.K.S, DAHDOUH-GUEBAS F. 2008. Structural development productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. **Forest Ecology and Management**, v.225, p.2670–2677
- KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B.J. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in Marine Biology**, v.40, p.81–251.
- KAUTZ, S., PAULS, S. U., BALLHORN, D. J., LUMBSCH, H. T., & HEIL, M. 2009. Polygynous supercolonies of the acacia-ant *Pseudomyrmex peperi*, an inferior colony founder. *Molecular Ecology*, pp. 5180-5194.
- KILCA, R. V., COSTA, M. D. P., ZANINI, R. R., CARVALHO, F. A., & DA COSTA, A. F. 2010. Estruturas de Manguezais em Diferentes Estágios Sucessionais no Estuário do Rio Piauí, Sergipe-Brasil. **Botânica**, Volume 61, pp. 171-189.
- KING, J. R., ANDERSEN, A. N. & CUTTER, A. D., 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. **Biodiversity and Conservation**, Volume 7, pp. 1627-1638.
- KJERFVE, B.; LACERDA, L.D. 1993. Mangroves of Brazil. pp. 245-272. In: L.D. Lacerda (ed.). Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa Regions. **International Society for Mangrove Ecosystems**. Technical reports, v.2, ITTO TS-13, v.1.
- KLIMES, P., IDIGEL, C., RIMANDAI, M., FAYLE, T. M., WEIBLEN, G. D. & NOVOTNY, V. 2012. Why are there more arboreal ant species in primary than in secondary tropical forests? **Journal of Animal Ecology**.
- KORHONEN, L., KORHONEN, K. T., RAUTIAINEN, M. & STENBERG, P., 2006. Estimation of Forest Canopy Cover: a Comparison of Field Measurement Techniques. *Silva Fennica*, 40(4), pp. 577-588.
- LACERDA, L.D. de; JOSÉ, D.V.; REZENDE, C.E. de; FRANCISCO, M.C.F.; WASSERMAN, J.C.; MARTINS, J.C. Leaf chemical characteristics affecting herbivory in a new world mangrove forest. **Biotropica**, v.18, n.4, p.350-355, 1986.
- LASSAU, S. A. & HOCHULI, D. F., 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, Volume 27, pp. 157-164.

- LEAL, I. R., FILGUEIRAS, B. K. C., GOMES, J. P., IANNUZZI, L. & ANDERSEN, A. N. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodivers Conserv**, Volume 21, pp. 1687-1701.
- LEVEY, D. J. & BYRNE, M. M., 1993. Complex Ant-Plant Interactions: Rain Forest Ants as Secondary Dispersers and Post-Dispersal Seed Predators. **Ecology**, 74(6), pp. 1802-1812.
- LIDIA, G. D., 2014. Diversidad de Formicídeos (Hymenoptera: Formicidae) en el Bosque Mesófilo de Montaña de la Reserva de la Biosfera el Cielo, Tamaulipas, Mexico, Montecillo: Tese de Mestrado. **Colegio de Postgraduados – Institución de Enseñanza e Investigación em Ciências Agrícolas**.
- LOPES, B.C. & SANTOS, R.A. 1996. Aspects of the ecology of ants (Hymenoptera: Formicidae) on the mangrove vegetation of Rio Ratonés, Ilha de Santa Catarina, SC, Brazil. **Bol. Entomol. Venez. N.S.**, 11(2): 123-133.
- LUO, Z.; SUN, O.J.; XU, H. 2010. A comparison of species composition and stand structure between planted and natural mangrove forests in Shenzhen Bay, South China. **Journal of Plant Ecology**, doi.10.1093/jpe/rtq004, p.1-10.
- LUTINSK, J. A., LUTINSK, C. J., LOPES, B. C. & MORAIS, A. B. B., 2014. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. **Ecología Austral**, Volume 24, pp. 229-237.
- MAETO, K. & SATO, S., 2004. Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. **Forest Ecology and Management**, Volume 187, pp. 213-223.
- MAJER, D. J. & CAMER-PESCI, P., 1991. Ant Species in Tropical Australian Tree Crops and Native Ecosystems-Is There a Mosaic?. **Biotropica**, 93(2), pp. 173-181.
- MAURÍCIO, L. S., 2014. FORMIGAS (HYMENOPTERA) Como Indicadores de Qualidade Ambiental de Manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Florianópolis: Tese de Mestrado, **Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)**.
- MCCANN, K. & HASTINGS, A., 1997. Re-evaluating the omnivory–stability relationship in food webs. **Proceedings of the Royal Society**, Volume 204, p. 1249–1254.

- MCKAY, W. P., 1993. A Review of the New World Ants of the Genus *Dolichoderus* (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, 22(1), pp. 1-146.
- MERTL, A. L., WILKIE, K. T. & TRANIELLO, J. F. A., 2009. Impact of Flooding on the Species Richness, Density and Composition of Amazonian Litter-Nesting Ants. **Biotropica**, 41(5), p. 633–641.
- NASCIMENTO, E. A. & DEL-CLARO, K., 2010. Ant visitation to extrafloral nectaries decreases herbivory and increases fruit set in *Chamaecrista debilis* (Fabaceae) in a Neotropical savanna. **Flora**, Volume 205, pp. 754-756.
- NEVES, F., QUEIROZ-DANTAS, K., DA ROCHA, W. & DELABIE, J., 2013. Ants of Three Adjacent Habitats of a Transition Region Between the Cerrado and Caatinga Biomes: The Effects of Heterogeneity and Variation in Canopy Cover. **Neotropical Entomology**.
- NEVES, F. S., BRAGA, R. F., ESPÍRITO-SANTO, M. M., DELABIE, J. H. C., FERNANDES, W. & SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A., 2010. Diversity of Arboreal Ants In a Brazilian Tropical Dry Forest: Effects Of Seasonality and Successional Stage. **Sociobiology**, 56(1), pp. 1-18.
- OKSANEN, J. *et al.*, 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-8. Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- OSORIO-PÉREZ, K., BARBERENA-ARIAS, M. F. & AIDE, T. M., 2007. Changes in Ant Species Richness and Composition During Plant Secondary Succession in Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, 43(2), pp. 244-253.
- PEREIRA, M. P. D. S., QUEIROZ, J. M., VALCARCEL, R. & MAYHÉ-NUNES, A. J. J., 2007. Fauna de Formigas como Ferramentas para Monitoramento de Área de Mineração Reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. **Ciência Florestal, Santa Maria**, 17(3), pp. 197-204.
- PIMM, S. L., 1982. **Food webs**. s.l.:Springer Netherlands.
- POWELL, S., COSTA, A. N., LOPES, C. T. & VASCONCELOS, H. L., 2011. Canopy connectivity and the availability of diverse nesting resources affect species coexistence in arboreal ants. **Journal of Animal Ecology**, Volume 80, p. 352–360.

- REIS, P., ROCHA, W., FALCÃO, L., GUERRA, T. & NEVES, F. 2013. Ant Fauna on *Cecropia pachystachya* Trécul (Urticaceae) Trees in an Atlantic Forest Area, Southeastern Brazil. **Sociobiology**, 60(3), pp. 222-228.
- RIBAS, C. R., SCHOEREDER, J. H., PIC, M. & SOARES, S. M., 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, Volume 28, p. 305–314.
- RICHARD, F. J., FABRE, A. & DEJEAN, A., 2001. Predatory Behavior in Dominant Arboreal Ant Species: The Case of *Crematogaster* sp.(Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Insect Behavior**, 14(2), pp. 271-282.
- RICKLEFS, R. E., 2010. *A Economia da Natureza*. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- ROBERTSON, A.I. 1991. Plant-animal interactions and the structure and function of mangrove forest ecosystems. **Australian Journal of Ecology**, v.16, p.433-443.
- SANTOS, GILBERTO M. M., DÁ TTILO, WESLEY & PRESLEY, STEVENJ., 2014. The seasonal dynamic of ant-flower networks in a semi-arid tropical environment. **Ecological Entomology**, pp. 1-10.
- SANABRIA, C., LAVELLE , P. & FONTE, S. J., 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. **Applied Soil Ecology**, Volume 84, pp. 24-30.
- SANDERS, N. J., Crutsinger, G. M., Dunn, R. R., Majer, J. D., & Delabie, J. H. 2007. An Ant Mosaic Revisited: Dominant Ant Species Disassemble Arboreal Ant Communities but Co-Occur Randomly. **Biotropica**, Volume 39, pp. 422-427.
- SCHONBERG, L. A., LONGINO, J. T., NADKARN, N. M. & YANOVIK, S. P., 2004. Arboreal Ant Species Richness in Primary Forest, Secondary Forest, and Pasture Habitats of a Tropical Montane Landscape. **Biotropica**, 36(3), pp. 402-409.
- SEMADS, 2001. **Manguezais Educar para proteger**. 1ª ed. Rio de Janeiro: s.n.
- SHANAHAN, M.; COMPTON, S.G. 2000. Ant predation suppresses populations of the scale insect *Aulacaspis marina* in natural mangrove forests. **Biotropica**, v.32, n.4, p.764-768.

- SOLIS, D. R., FOX, E. G. P., KATO, L. M., DE JESUS, C. M., YABUKI, A. T., DE CARVALHO CAMPOS, A. E., & BUENO, O. C. 2010. Morphological description of the immatures of the ant, *Monomorium floricola*. **Journal of Insect Science**.
- TANAKA, H. O., YAMANE, S. & ITIOKA, T., 2010. Within-tree distribution of nest sites and foraging areas of ants on canopy trees in a tropical rainforest in Borneo. **Popul Ecol**, Volume 52, pp. 147-157.
- VALIELA, I.; BROWN J.L.; YORK, J.K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. **BioScience**, v.51, p.807–815.
- VASCONCELOS, H. R., VILHENA, J. S. & CALIRI, G. J., 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, Volume 37, pp. 508-514.
- WALTERS B.B. 2003. People and mangroves in the Philippines: fifty years of coastal environmental change. **Environmental Conservation**, v.30, p.293–303.
- WARD, P., BOROWIEC, M. & PREBUS, M., 2011. The Ward Ant Lab. Disponível em <<https://wardlab.wordpress.com/research/pseudomyrmecinae/>>. Acesso em 1 março 2015.
- WARD, P. S., 2013. AntWeb: Ants of California. Disponível em <http://www.antweb.org/description.do?rank=species&genus=crematogaster&name=crinosa>. Acesso em 27 Fevereiro 2015.
- WARD, P. S. & DOWNIE, D. A., 2005. The ant subfamily Pseudomyrmecinae (Hymenoptera: Formicidae): phylogeny and evolution of big-eyed arboreal ants. **Systematic Entomology**, Volume 30, p. 310–335.
- WETTERER, J. K., 2009. Worldwide spread of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News** , Volume 12, pp. 23-33.
- WETTERER, J. K., 2010. Worldwide spread of the flower ant, *Monomorium floricola* (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News** , Volume 13, pp. 19-27.a
- WETTERER, J. K., 2010. Worldwide Spread of the Graceful Twig Ant, *Pseudomyrmex Gracilis* (Hymenoptera: Formicidae). **Florida Entomologist**, 93(4), pp. 535-540.b

- WETTERER, J. K. & WETTERER, A. L., 2004. ANTS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) OF BERMUDA. **Florida Entomologist**, 87(2), pp. 212-221.
- WILD, A. L., 2009. Evolution of the Neotropical ant genus *Linepithema*. **Systematic Entomology**, Volume 34, p. 49–62.
- WILD, A. L., 2014. Taxonomic Revision of the Ant Genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae). California: **eScholarship**.
- WOJCIK, D. P., 1983. Comparison of the Ecology of Red Imported Fire Ants in North and South America. **The Florida Entomologist**, 66(1), pp. 101-111.
- YANOVIK, S. P., Fisher, B. L. & Alonso, A., 2007. Arboreal ant diversity (Hymenoptera: Formicidae) in a central African forest. **African Journal of Ecology**, Volume 46, pp. 60-66.
- ZAN, Q. J., WANG, Y. J. & LIAO W. B. 2001. The structure of *Sonneratia apetala* + *S. caseolaris*–*Kandelia candel* mangrove plantations of Futian, Shenzhen. **Forest Research**, v.14, p.610–615. (em chinês com resumo em inglês).

ANEXO

- Análise de correlação canônica (CCA) (Figura 26).

Call:

```
cca(X = x, Y = y)
```

Partitioning of mean squared contingency coefficient:

	Inertia	Proportion
Total	3.938	1.0000
Constrained	0.612	0.1554
Unconstrained	3.326	0.8446

Eigenvalues, and their contribution to the mean squared contingency coefficient

Importance of components:

	CCA1	CCA2	CA1	CA2	CA3	CA4	CA5
Eigenvalue	0.5668	0.04517	0.5831	0.5368	0.4736	0.36956	0.33372
Proportion Explained	0.1439	0.01147	0.1481	0.1363	0.1203	0.09386	0.08475
Cumulative Proportion	0.1439	0.15543	0.3035	0.4399	0.5602	0.65401	0.73877
	CA6	CA7	CA8	CA9	CA10		
Eigenvalue	0.28867	0.27014	0.19671	0.16242	0.11067		
Proportion Explained	0.07331	0.06861	0.04996	0.04125	0.02811		
Cumulative Proportion	0.81208	0.88069	0.93064	0.97189	1.00000		

Accumulated constrained eigenvalues

Importance of components:

	CCA1	CCA2
Eigenvalue	0.5668	0.04517
Proportion Explained	0.9262	0.07381
Cumulative Proportion	0.9262	1.00000

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

Species scores

	CCA1	CCA2	CA1	CA2	CA3	CA4
B.heeri	0.8153	0.26536	0.2189	0.26284	0.009002	0.33487
C.crassus	-0.1221	-0.02700	-0.6916	0.41784	0.356047	1.61161
C.crinosa	0.8368	0.08884	0.5812	0.34955	-0.498829	-0.56665
C.curvispinosa	-0.7053	-0.18540	0.6891	-1.14951	0.063422	0.31443
C.prox.evallans	0.8620	-0.42067	-2.2150	-1.28682	-0.358506	-0.83788
C.torosa	-0.7501	0.17807	-0.3820	0.64642	0.108678	-0.06796
M.floricola	-0.7166	-0.20589	-0.3883	0.76536	-0.029315	0.32600
P.filiforme	0.8306	-0.35199	0.3762	0.04889	4.427942	-1.38511
P.gracilis	-0.8265	0.33038	-0.3352	-0.28884	0.008365	0.31827
P.schuppi	-0.2596	-0.10399	-0.6939	0.10661	0.001488	0.76409
P.sp2	0.9496	-0.58718	0.1871	0.43490	-0.091481	0.50192

Site scores (weighted averages of species scores)

	CCA1	CCA2	CA1	CA2	CA3	CA4
1	-1.30759	2.33283	-0.24931	0.6963	0.0128765	-0.65169
2	-0.82056	-0.48595	0.25357	0.1501	-0.2499315	-0.57546
3	-1.28387	-0.08111	0.33198	-0.1872	-0.1483889	-0.77529
4	-0.98719	1.72005	-0.52366	0.7924	-0.0653054	0.22392
5	-1.28991	-2.42810	0.03596	0.1677	-0.2173288	0.17753
6	-1.03158	0.68214	-0.78868	1.2280	0.0534379	0.23247
7	-1.08597	1.42486	-0.47644	0.2448	0.2673103	0.37531
8	-1.30759	2.33283	-0.21595	0.8254	-0.1221759	-1.08280
9	-1.32282	1.74635	-0.34874	0.4136	-0.0393066	-0.42710
10	-1.32270	1.30719	-0.27730	0.2547	-0.0003008	-0.03747

11 -1.13449 1.08396 -0.45038 0.2293 0.0202991 -0.38187
12 -1.33733 2.77348 -0.35113 -0.5965 0.3632266 0.47855
13 -1.10178 3.03416 -0.90368 0.6951 0.4859155 0.75960
14 -0.90796 -3.08668 -0.25538 -0.0248 0.1436442 1.33693
15 -1.30859 1.81711 -0.66509 1.3210 -0.1133718 -1.09718
16 -1.30366 1.10877 -0.68788 1.2468 -0.0225403 -0.61274
17 -0.93983 0.85036 -0.55712 -0.2783 0.1824667 1.09041
18 -1.18695 -3.61618 1.10268 -1.8415 -0.0162433 0.40721
19 -0.84036 -0.31264 -0.88680 0.9265 0.2136465 1.75009
20 -0.86341 -0.61082 -0.56172 0.7245 0.0543339 0.98988
21 -1.30081 1.64313 -0.30869 -0.2894 0.4152144 0.25133
22 -1.30759 2.33283 -0.28067 0.5470 0.2332885 0.15113
23 -1.03300 1.18723 -0.74488 1.2340 0.1211070 0.75074
24 -0.99218 -0.32178 0.08150 -0.2582 -0.0391526 0.61818
25 -1.29575 0.63282 -0.18355 0.9437 -0.1208330 -0.46744
26 0.07646 2.95442 0.22762 1.0967 -0.4717494 -0.86888
27 -1.31681 3.27159 -0.43258 1.1763 -0.0004975 -0.74341
28 -1.30365 1.57834 -0.38296 0.8243 0.0525182 -0.35276
29 -1.32340 3.94213 -0.60443 1.3715 0.1201231 -0.43112
30 -1.15381 2.14408 -0.56536 0.3767 0.3955056 0.64411
31 -1.26419 -4.55795 -0.57294 1.7058 -0.1720858 0.81316
32 -1.24435 -4.10436 1.24411 -1.9756 0.1348153 1.12312
34 -0.45791 -2.30222 -1.12356 0.3754 0.0009899 2.34346
38 -1.24435 -4.10436 1.24643 -1.9688 0.1329762 1.12529
42 -1.26419 -4.55795 -0.61252 1.5262 0.0765627 1.70075
43 -1.24435 -4.10436 1.25574 -1.9419 0.1256197 1.13399
44 -1.29379 -0.30791 -0.61143 1.4289 0.1387146 0.79386
45 1.46542 -7.79241 0.71998 0.2600 9.4484964 -3.00176
49 1.46542 -7.79241 0.68990 0.1860 9.4288057 -3.21480
53 -1.28387 -0.08111 0.31982 -0.3265 0.2089880 0.69271
54 -1.24435 -4.10436 1.25527 -1.9498 0.1477259 1.22601
55 -1.24435 -4.10436 1.25449 -1.9520 0.1483390 1.22529
57 -1.32340 3.94213 -0.57314 1.4067 0.2801323 0.38404

58 -1.27070 -1.42220 0.65682 -0.7752 0.1034489 0.61664
59 0.11054 -5.94839 1.00780 -0.7540 4.6734804 -1.33131
60 1.46542 -7.79241 0.72465 0.3061 9.3361264 -3.45970
61 1.03447 3.27954 0.14763 0.6276 -0.0865144 1.10327
62 1.46009 3.64152 0.58598 0.1294 -0.3639820 -0.13157
63 1.47049 2.56792 0.86810 0.4834 -0.7032158 -0.51259
64 1.45853 2.24736 0.56693 0.1200 1.1625710 -0.14144
65 0.93747 -2.35762 -0.06110 0.3918 1.8069249 1.57518
66 -0.21533 -0.59774 -1.16388 0.8273 0.7845118 4.59545
67 0.72121 -2.55800 -2.17921 -1.2534 -0.0927753 0.33319
68 1.47632 1.96671 0.91529 0.3747 -0.8516513 -1.02557
69 1.47632 1.96671 0.98911 0.6014 -0.9534895 -1.14147
70 1.21301 3.83344 0.27244 0.3893 -0.0652308 0.95536
71 1.47632 1.96671 0.93808 0.4342 -0.8479364 -0.91180
72 0.76420 0.99776 0.26807 0.3842 2.2435779 -0.99359
73 1.50713 0.17919 0.59810 0.7970 -0.2071851 1.16126
74 1.11427 -5.23579 -0.81231 0.2609 -0.3886682 0.60630
75 1.45738 3.92065 0.76441 0.7236 -0.3331554 0.80576
76 1.53003 -1.71928 0.60652 0.6924 -0.1748689 1.42167
77 1.43845 5.87460 0.43047 0.6598 -0.0611495 0.80164
78 -0.21533 -0.59774 -1.17633 0.7262 1.0117039 5.50842
79 -0.76936 1.67219 -0.86509 1.1367 0.4970171 2.35425
80 1.47632 1.96671 0.95191 0.5262 -1.0327553 -1.63855
82 1.48679 1.17903 0.88205 0.3898 -0.8082256 -0.87122
83 1.52501 -3.28240 -0.09096 0.0774 -0.7768646 -0.88169
84 1.48051 -0.66314 0.34579 0.1503 0.3837778 -1.51004
85 1.40838 -8.29682 -3.37421 -2.0805 -0.6259064 -1.48219
86 0.65272 -4.95535 -2.54380 -1.0061 0.1971257 1.67484
87 1.01596 2.55530 -0.15989 0.1355 -0.0405892 0.86365
88 1.47741 0.73808 0.15601 0.2549 -0.7369898 -0.60721
89 1.47670 -2.11707 -0.87615 -0.6045 1.3677154 -0.38849
90 1.47245 1.85056 0.57352 0.5332 -0.7385378 -0.47589

Site constraints (linear combinations of constraining variables)

	CCA1	CCA2	CA1	CA2	CA3	CA4
1	-1.14781	-0.18648	-0.24931	0.6963	0.0128765	-0.65169
2	-1.16664	0.05733	0.25357	0.1501	-0.2499315	-0.57546
3	-1.88808	-0.39029	0.33198	-0.1872	-0.1483889	-0.77529
4	-1.85512	-0.81695	-0.52366	0.7924	-0.0653054	0.22392
5	-1.18614	-0.66888	0.03596	0.1677	-0.2173288	0.17753
6	-1.65846	0.55188	-0.78868	1.2280	0.0534379	0.23247
7	-0.90621	1.57942	-0.47644	0.2448	0.2673103	0.37531
8	-1.88432	-0.43905	-0.21595	0.8254	-0.1221759	-1.08280
9	-1.28597	0.62331	-0.34874	0.4136	-0.0393066	-0.42710
10	-0.81016	0.33599	-0.27730	0.2547	-0.0003008	-0.03747
11	-1.41753	1.34777	-0.45038	0.2293	0.0202991	-0.38187
12	0.30206	2.57564	-0.35113	-0.5965	0.3632266	0.47855
13	0.10889	2.14025	-0.90368	0.6951	0.4859155	0.75960
14	-1.15561	0.89325	-0.25538	-0.0248	0.1436442	1.33693
15	-1.98037	0.80438	-0.66509	1.3210	-0.1133718	-1.09718
16	-1.30762	0.90369	-0.68788	1.2468	-0.0225403	-0.61274
17	-0.81608	1.39134	-0.55712	-0.2783	0.1824667	1.09041
18	-0.69083	-0.22999	1.10268	-1.8415	-0.0162433	0.40721
19	0.40432	-0.70535	-0.88680	0.9265	0.2136465	1.75009
20	-1.27627	-0.48081	-0.56172	0.7245	0.0543339	0.98988
21	0.29830	2.62440	-0.30869	-0.2894	0.4152144	0.25133
22	0.21275	-0.18291	-0.28067	0.5470	0.2332885	0.15113
23	-0.33973	-0.86039	-0.74488	1.2340	0.1211070	0.75074
24	-1.86266	-0.71943	0.08150	-0.2582	-0.0391526	0.61818
25	-1.22071	-1.20004	-0.18355	0.9437	-0.1208330	-0.46744
26	-0.03759	-0.85689	0.22762	1.0967	-0.4717494	-0.86888
27	-1.11014	-0.67410	-0.43258	1.1763	-0.0004975	-0.74341
28	-0.79227	0.10437	-0.38296	0.8243	0.0525182	-0.35276
29	-0.43362	-0.62355	-0.60443	1.3715	0.1201231	-0.43112

30 0.08656 1.45061 -0.56536 0.3767 0.3955056 0.64411
31 -0.14911 -1.37064 -0.57294 1.7058 -0.1720858 0.81316
32 0.43539 -1.10763 1.24411 -1.9756 0.1348153 1.12312
34 0.44010 -1.16859 -1.12356 0.3754 0.0009899 2.34346
38 0.43822 -1.14421 1.24643 -1.9688 0.1329762 1.12529
42 1.35687 -1.29217 -0.61252 1.5262 0.0765627 1.70075
43 0.44952 -1.29049 1.25574 -1.9419 0.1256197 1.13399
44 0.73000 -1.00661 -0.61143 1.4289 0.1387146 0.79386
45 1.22746 -1.57431 0.71998 0.2600 9.4484964 -3.00176
49 0.88012 -0.99267 0.68990 0.1860 9.4288057 -3.21480
53 0.58364 -1.06931 0.31982 -0.3265 0.2089880 0.69271
54 0.60435 -1.33750 1.25527 -1.9498 0.1477259 1.22601
55 0.60341 -1.32531 1.25449 -1.9520 0.1483390 1.22529
57 0.92533 -1.57781 -0.57314 1.4067 0.2801323 0.38404
58 0.15491 -1.39152 0.65682 -0.7752 0.1034489 0.61664
59 0.16339 -1.50123 1.00780 -0.7540 4.6734804 -1.33131
60 0.45611 -1.37582 0.72465 0.3061 9.3361264 -3.45970
61 -0.09786 -0.07670 0.14763 0.6276 -0.0865144 1.10327
62 0.65035 1.98181 0.58598 0.1294 -0.3639820 -0.13157
63 1.09657 0.12017 0.86810 0.4834 -0.7032158 -0.51259
64 1.15440 1.32878 0.56693 0.1200 1.1625710 -0.14144
65 1.06926 0.47369 -0.06110 0.3918 1.8069249 1.57518
66 0.38642 -0.47373 -1.16388 0.8273 0.7845118 4.59545
67 0.76618 0.48238 -2.17921 -1.2534 -0.0927753 0.33319
68 0.88240 0.93518 0.91529 0.3747 -0.8516513 -1.02557
69 0.66125 -0.11670 0.98911 0.6014 -0.9534895 -1.14147
70 0.44520 0.72269 0.27244 0.3893 -0.0652308 0.95536
71 1.06549 0.52246 0.93808 0.4342 -0.8479364 -0.91180
72 0.27153 1.01351 0.26807 0.3842 2.2435779 -0.99359
73 1.23500 -1.67183 0.59810 0.7970 -0.2071851 1.16126
74 0.17563 -1.65971 -0.81231 0.2609 -0.3886682 0.60630
75 1.85340 -1.84768 0.76441 0.7236 -0.3331554 0.80576
76 1.96492 -1.33393 0.60652 0.6924 -0.1748689 1.42167

```

77 -0.19525 -0.77331 0.43047 0.6598 -0.0611495 0.80164
78 1.92536 -0.82193 -1.17633 0.7262 1.0117039 5.50842
79 0.42692 -0.99792 -0.86509 1.1367 0.4970171 2.35425
80 -0.16095 0.74006 0.95191 0.5262 -1.0327553 -1.63855
82 0.88523 0.89861 0.88205 0.3898 -0.8082256 -0.87122
83 0.36759 -0.22992 -0.09096 0.0774 -0.7768646 -0.88169
84 0.66125 -0.11670 0.34579 0.1503 0.3837778 -1.51004
85 0.84151 -0.49286 -3.37421 -2.0805 -0.6259064 -1.48219
86 1.07396 0.41274 -2.54380 -1.0061 0.1971257 1.67484
87 0.59533 0.73663 -0.15989 0.1355 -0.0405892 0.86365
88 1.05662 -1.32006 0.15601 0.2549 -0.7369898 -0.60721
89 1.59215 -0.42315 -0.87615 -0.6045 1.3677154 -0.38849
90 1.06039 -1.36882 0.57352 0.5332 -0.7385378 -0.47589

```

Biplot scores for constraining variables

```

          CCA1  CCA2 CA1 CA2 CA3 CA4
vegetal -0.06939 -0.99765 0 0 0 0
CAP      -0.99704 -0.07775 0 0 0 0

```

Permutation test for cca under reduced model

Model: cca(X = x, Y = y)

```

      Df Chisq  F N.Perm Pr(>F)
Model  2 0.6120 6.6251 199 0.005 **
Residual 72 3.3255

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Análise de redundância (RDA) (Figura 29)

```
> summary(x.rda)
```

Call:

rda(X = y, Y = x)

Partitioning of variance:

	Inertia	Proportion
Total	940.7	1
Constrained	940.7	1
Unconstrained	0.0	0

Eigenvalues, and their contribution to the variance

Importance of components:

	RDA1	RDA2
Eigenvalue	772.4979	168.1687
Proportion Explained	0.8212	0.1788
Cumulative Proportion	0.8212	1.0000

Accumulated constrained eigenvalues

Importance of components:

	RDA1	RDA2
Eigenvalue	772.4979	168.1687
Proportion Explained	0.8212	0.1788
Cumulative Proportion	0.8212	1.0000

Scaling 2 for species and site scores

- * Species are scaled proportional to eigenvalues
- * Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
- * General scaling constant of scores: 6.58592

Species scores

RDA1 RDA2

MG 5.547 0.6473
FG 1.669 -2.6465
Pr 1.437 0.5757
DG 0.000 0.0000

Site scores (weighted sums of species scores)

	RDA1	RDA2
Gramacho	4.2416	3.305
Barra	-4.9833	2.021
Fundão	0.7417	-5.326

Site constraints (linear combinations of constraining variables)

	RDA1	RDA2
Gramacho	4.2416	3.305
Barra	-4.9833	2.021
Fundão	0.7417	-5.326

Biplot scores for constraining variables

	RDA1	RDA2
CAP	0.6846	0.7289
Vegetal	-0.9525	0.3046

> anova(x.rda)

No residual component

Model: rda(X = y, Y = x)

Df	Var	F	N.Perm	Pr(>F)
----	-----	---	--------	--------

Model 2 940.67 0
Residual 0 0.00

- Análise de Variância (ANOVA) (Tabela 2).

Shapiro-Wilk normality test

data: Riqueza

W = 0.9401, p-value = 0.0004326

Shapiro-Wilk normality test

data: vegetal

W = 0.9139, p-value = 1.791e-05

Shapiro-Wilk normality test

data: CAP

W = 0.9421, p-value = 0.0005591

- Regressão Linear e Cúbica (Figuras 23,24 e 25)

Regression Analysis: Riqueza versus CAP

The regression equation is
Riqueza = 1,946 + 0,05774 CAP

S = 1,35624 R-Sq = 7,2% R-Sq(adj) = 6,0%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	10,924	10,9240	5,94	0,017
Error	76	139,794	1,8394		
Total	77	150,718			

Fitted Line: Riqueza versus CAP

Polynomial Regression Analysis: Riqueza versus CAP

The regression equation is
Riqueza = 4,601 - 0,5665 CAP + 0,04223 CAP² - 0,000847 CAP³

S = 1,34054 R-Sq = 11,8% R-Sq(adj) = 8,2%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	3	17,737	5,91247	3,29	0,025
Error	74	132,981	1,79703		
Total	77	150,718			

Polynomial Regression Analysis: Riqueza versus CAP

The regression equation is

$$\text{Riqueza} = 4,601 - 0,5665 \text{ CAP} + 0,04223 \text{ CAP}^2 - 0,000847 \text{ CAP}^3$$

S = 1,34054 R-Sq = 11,8% R-Sq(adj) = 8,2%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	3	17,737	5,91247	3,29	0,025
Error	74	132,981	1,79703		
Total	77	150,718			

Sequential Analysis of Variance

Source	DF	SS	F	P
Linear	1	10,9240	5,94	0,017
Quadratic	1	0,9248	0,50	0,482

Regression Analysis: Riqueza versus vegetal

The regression equation is

$$\text{Riqueza} = 4,261 - 0,02305 \text{ vegetal}$$

S = 1,31836 R-Sq = 12,4% R-Sq(adj) = 11,2%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	18,624	18,6244	10,72	0,002
Error	76	132,094	1,7381		
Total	77	150,718			

Polynomial Regression Analysis: Riqueza versus vegetal

The regression equation is

$$\text{Riqueza} = 2,458 + 0,0731 \text{ vegetal} - 0,001438 \text{ vegetal}^2 + 0,000006 \text{ vegetal}^3$$

S = 1,32240 R-Sq = 14,1% R-Sq(adj) = 10,7%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	3	21,311	7,10372	4,06	0,010
Error	74	129,407	1,74874		
Total	77	150,718			

Sequential Analysis of Variance

Source	DF	SS	F	P
Linear	1	18,6244	10,72	0,002
Quadratic	1	2,3596	1,36	0,247
Cubic	1	0,3272	0,19	0,667

- Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) (Figura 20, 21 e 22)
> x.mds<-metaMDS(x,zerdist="ADD",autotransform = FALSE)
Run 0 stress 0

Run 1 stress 0
... procrustes: rmse 0.08895782 max resid 0.1081882

Run 2 stress 0
... procrustes: rmse 0.1521606 max resid 0.1964504

Run 3 stress 0
... procrustes: rmse 0.3261421 max resid 0.4590475

Run 4 stress 0
... procrustes: rmse 0.241231 max resid 0.3008421

Run 5 stress 0
... procrustes: rmse 0.3075317 max resid 0.3817043

Run 6 stress 0
... procrustes: rmse 0.1325867 max resid 0.1679207

Run 7 stress 0
... procrustes: rmse 0.05460454 max resid 0.06398359

Run 8 stress 0
... procrustes: rmse 0.2710383 max resid 0.346945

Run 9 stress 0
... procrustes: rmse 0.1186382 max resid 0.1488104

Run 10 stress 0
... procrustes: rmse 0.2912024 max resid 0.3586298

Run 11 stress 0
... procrustes: rmse 0.06489641 max resid 0.076072

Run 12 stress 0
... procrustes: rmse 0.05522825 max resid 0.06418382

Run 13 stress 0
... procrustes: rmse 0.295954 max resid 0.3692938

Run 14 stress 0
... procrustes: rmse 0.0942192 max resid 0.1127963

Run 15 stress 0
... procrustes: rmse 0.3456692 max resid 0.4245774

Run 16 stress 0
... procrustes: rmse 0.3194038 max resid 0.4004733

Run 17 stress 0

```

... procrustes: rmse 0.1243476 max resid 0.1559544
Run 18 stress 0
... procrustes: rmse 0.03879492 max resid 0.0410966
Run 19 stress 0
... procrustes: rmse 0.2653037 max resid 0.3237222
Run 20 stress 0
... procrustes: rmse 0.03786844 max resid 0.04333441

```

```
> summary(x.mds)
```

	Length	Class	Mode
nobj	1	-none-	numeric
nfix	1	-none-	numeric
ndim	1	-none-	numeric
ndis	1	-none-	numeric
ngrp	1	-none-	numeric
diss	3	-none-	numeric
iidx	3	-none-	numeric
jidx	3	-none-	numeric
xinit	6	-none-	numeric
istart	1	-none-	numeric
isform	1	-none-	numeric
ities	1	-none-	numeric
iregn	1	-none-	numeric
iscal	1	-none-	numeric
maxits	1	-none-	numeric
sratmx	1	-none-	numeric
strmin	1	-none-	numeric
sfgrmn	1	-none-	numeric
dist	3	-none-	numeric
dhat	3	-none-	numeric
points	6	-none-	numeric
stress	1	-none-	numeric
grstress	1	-none-	numeric

iters 1 -none- numeric
icause 1 -none- numeric
call 4 -none- call
model 1 -none- character
distmethod 1 -none- character
distcall 1 -none- character
data 1 -none- character
distance 1 -none- character
converged 1 -none- logical
tries 1 -none- numeric
engine 1 -none- character
species 56 -none- numeric