

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**FORMIGAS (HYMENOPTERA) COMO INDICADORES DE
QUALIDADE AMBIENTAL EM MANGUEZAIS DA ILHA DE
SANTA CATARINA, FLORIANÓPOLIS, SC**

Letícia Santos Maurício

Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação
em Ecologia

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Maurício, Leticia Santos
Formigas (Hymenoptera) como indicadores de qualidade
ambiental em manguezais da Ilha de Santa Catarina,
Florianópolis, SC / Leticia Santos Maurício ; orientador,
Benedito Cortés Lopes - Florianópolis, SC, 2014.
64 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Biodiversidade. 3. Riqueza de espécies.
4. Complexidade ambiental. 5. Conservação. I. Lopes,
Benedito Cortés . II. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Benedito Cortês Lopes

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Maria de Lourdes Santos Maurício e Valdeli Dias Maurício, meus principais motivadores e inspiradores, presentes em todas as fases desse projeto, inclusive, como equipe de campo para várias coletas em locais de risco.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Benedito Cortês Lopes, que aceitou me orientar nos quarenta e cinco minutos do segundo tempo, me auxiliou 100% na confecção do pré-projeto desenvolvido em curtíssimo tempo com o prazo finalizando. Sempre muito paciente me orientou com empenho, em um caminho totalmente novo para mim.

Não poderia também deixar de agradecer à Professora Dra. Tânia Tarabini Castellani, que me acompanha há alguns bons anos, desde o tempo de bolsista PET-Biologia, até a entrada no Mestrado e agora na finalização. Com o prazo curtíssimo, ajudou-me a procurar um orientador com tema próximo ao que eu gostava de trabalhar e me trouxe até o caminho das formigas! Além de tudo isso, orientou-me quanto à amostragem dos dados de estrutura da vegetação.

Agradeço muitíssimo aos amigos que me ajudaram nas coletas: Meus pais, meu tio Luís Maurício, Dieter Werner Westphall, Bruno Bicudo, aos meninos do Casarão da Dança, Rodrigo Machado Cardoso e Eduardo Costa Knoll (Lukita) que trocaram um sábado lindo de sol de praia para me acompanhar nas coletas, e às grandes amigas do mestrado Raquel Elise Müller de Lima e Aline Oliveira Gonçalves que além da grande amizade, também me acompanharam em campo. Ao Juliano Lopes dos Santos pela ajuda na montagem das formigas. Ao Sílvio de Souza, biólogo da Estação Ecológica de Carijós, pela ajuda na escolha das subáreas da ESEC, e ao Marcos, da mesma instituição, que nos deu a segurança necessária para a coleta nos locais de maior risco da ESEC. Aos amigos do Mestrado e demais pós-graduandos da Eco, amigos de corredor do ECZ, amigos do Laboratório de Biologia de Formigas e do Laboratório de Ecologia Vegetal pela amizade, companhia de sempre e auxílios de modo geral.

Tenho muito a agradecer ao Dr. Luís Carlos Pinto de Macedo Soares, ao amigo de turma Juliano André Bogoni, ao Mestre Pedro Giovâni, ao Mestre Félix Rosumek e aos professores Dra. Malva Isabel Medina Hernández e Dr. Nivaldo Peroni que me auxiliaram demasiadamente nas análises dos dados, e também ao Mestre André Scarlate Rovai pela ajuda quanto à amostragem desenvolvida em manguezais.

Agradeço aos membros da banca examinadora Dr. Jacques Hubert Charles Delabie, Dra. Malva Isabel Medina Hernández, Dr. Daniel Albeny Simões e Dra. Tânia Tarabini Castellani por aceitarem avaliar essa dissertação.

E ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior por todo o apoio, aprendizado e incentivo.

RESUMO

Manguezais são ecossistemas únicos formados por florestas inundadas tropicais e subtropicais de água salobra ou salina situadas na interface terra-mar. Nos últimos 25 anos, o Brasil perdeu 50.000 ha de ambientes de manguezais, principalmente na costa sudeste-sul. As formigas têm sido empregadas como bioindicadores de alterações antrópicas, pois distúrbios antrópicos podem influenciar diretamente a riqueza e a composição das espécies de formigas. O objetivo desse trabalho foi verificar se a riqueza das comunidades de formigas do manguezal se relaciona negativamente com o grau de antropização, caracterizando os locais com diferentes níveis de impacto dos manguezais de acordo com variáveis ambientais e avaliando como essas variáveis influenciaram a composição e a riqueza de espécies de formigas. Além disso, procurou-se determinar espécies indicadoras. O estudo foi realizado em três áreas de manguezal na Ilha de Santa Catarina, cada qual com três locais em diferentes níveis de degradação. Nesses locais, as formigas foram amostradas na vegetação do manguezal com isca à base de sardinha em óleo vegetal, seguindo-se protocolo de amostragem de 10 amostras distanciadas por 10 m. As amostragens foram feitas uma vez ao mês durante três meses em cada um dos locais. Foram encontradas 29 espécies pertencentes a 14 subfamílias. Não houve relação entre a riqueza de espécies de formigas e o impacto humano em manguezais. Entretanto, a complexidade do ambiente, representada através de variáveis ambientais de estrutura da vegetação, foi parcialmente relacionada à riqueza de espécies de formigas: ambientes mais densos suportaram comunidades de formigas mais ricas em espécies. Além disso, espécies consideradas pragas ou exóticas invasoras, como *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata*, foram registradas em locais que apresentaram vestígios de impacto humano, como presença de lixo e trilhas abertas permanentemente. Foram encontradas três espécies com alto valor de indicação: *Crematogaster* sp. 8, *Solenopsis* sp. 2 e *Pheidole* sp.. Trabalhos em locais protegidos, como os ecossistemas de manguezais, são de extrema importância para a manutenção de áreas de preservação e dão suporte para a criação de unidades de conservação e políticas públicas.

Palavras-chave: biodiversidade, ecologia, conservação, complexidade ambiental, riqueza de espécies, bioindicador.

ABSTRACT

Mangroves are unique tropical and subtropical forests ecosystems flooded brackish or saline water located in land-sea interface. Over the past 25 years, Brazil lost 50,000 ha of mangrove environments, especially in south-east coast. Ants have been used as bioindicators of anthropogenic change since as anthropogenic disturbances can directly influence the richness and species composition of ants. The goal of this study was to 1) verify if richness of the mangrove ant communities are negatively related to human disturbance degree, 2) characterize the sites with different levels of impact mangrove according to environmental variables: height, diameter breast, density of vegetation, canopy coverage , and level of human impact from the sea, 3) evaluate how these variables or set of variables influence the composition and richness of ant species among sites with different levels of human impact , 4) check the presence and/or the relative frequency of particular species vary according to the degree to environment disturbance. Three areas of mangroves were studied on Santa Catarina island, each with three sites of different degradation levels. In these sites, ants were sampled on mangrove vegetation in vegetable oil sardines baited, along transect of 90m. Twenty-nine species were found, belong to 14 subfamilies. The hypothesis that ants species richness is related to human impact on mangroves was refuted in the present study. However, complexity of the environment, represented in this study by environmental variables of vegetation structure, was partially related to ants species richness, i.e. denser environments in terms of vegetation communities presented richest ants species. Moreover, species considered pests or invasive exotic as *Tetramorium bicarinatum* and *Wasmannia auropunctata* were recorded in locations that showed traces of human impact, such presence of trash and permanently open trails . Three species with high indicator value (*Crematogaster* sp.8, *Solenopsis* sp.2, and *Pheidole* sp.) were selected. Work on protected areas, such as mangrove ecosystems, are extremely important for the maintenance of preservation areas and support for the creation of conservation units and public policy.

Keywords: biodiversity, ant community, mangrove, species composition, environmental complexity, species richness, bioindicator.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil, com destaque para as quatro áreas de manguezal estudadas: ao norte, o manguezal de Ratonés; na porção central, os manguezais do Saco Grande e de Itacorubi e ao sul, o manguezal da Tapera. 15

Figura 2 - Análise de agrupamento (UPGMA, Bray-Curtis) entre os pontos amostrais com base na composição da mirmecofauna (a) e no conjunto de variáveis ambientais mensuradas (b) de três locais com níveis de impacto humano em diferentes manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto Humano, IH= Itacorubi com maior impacto Humano, TH= Tapera com maior impacto Humano). A linha vermelha indica a formação de grupos significativamente considerados pelo teste a posteriori SIMPROF. 27

Figura 3 - Análise de Redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais mensuradas com a mirmecofauna de locais com diferentes níveis de impacto humano em três áreas de manguezal da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto Humano, IH= Itacorubi com maior impacto Humano, TH= Tapera com maior impacto Humano). Foram representados os vetores das variáveis ambientais e os pontos amostrais ordenados ao longo dos eixos formados pela RDA. 29

Figura 4 - Análise de Redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais mensuradas com a mirmecofauna em locais com diferentes níveis de impacto humano em três áreas de manguezal da Ilha de Santa Catarina, SC. Foram representados pontos referentes às espécies que melhor representam a dissimilaridade entre os locais com diferentes níveis de impacto humano, ordenadas ao longo dos primeiros eixos formados pela RDA. 30

Figura A - Ambiente Conservado do manguezal da Tapera, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. (Foto= Maurício, L.S.). 60

Figura B - Ambiente intermediário do manguezal de Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. Nota-se uma pequena quantidade de lixo (Foto= Maurício, L.S.). 61

Figura C - Ambiente com maior impacto humano no manguezal de Carijós, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. É possível observar presença de esgoto a céu aberto e grande quantidade de lixo (Foto= Maurício, L.S.). 62

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Categorização do nível de impacto humano das áreas de manguezais adotado no presente estudo, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. S = Sem impacto humano.....17
- Tabela 2 - Espécies de formigas registradas em três áreas de três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (C= nível Conservado; I= nível Intermediário; H= nível com maior impacto Humano).....22
- Tabela 3 - Indicadores da diversidade de formigas em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto Humano, IH= Itacorubi com maior impacto Humano, TH= Tapera com maior impacto Humano).....24
- Tabela 4 - Valores mínimo e máximo, mediana e desvio padrão para cada variável ambiental amostrada nos locais com diferentes níveis de impacto humano em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.25
- Tabela 5 - Análise de Kruskal-Wallis para cada variável ambiental mensurada nos locais com diferentes níveis de impacto humano e correlações entre a riqueza de espécies de formigas e as variáveis ambientais em três áreas de manguezal estudadas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (C= Conservado, I= Intermediário, H= maior impacto Humano) (com teste de Dunn a posteriori, ns= não significativo, $p>0.05$).26
- Tabela 6 - Resumo da Análise de Redundância para a mirmecofauna de áreas com diferentes níveis de impacto humano em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.....28

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	9
Manguezais: conceituação, aspectos ecológicos e impactos antrópicos.....	9
A mirmecofauna de Manguezal.....	11
MATERIAL E MÉTODOS.....	14
Área de estudo	14
Metodologia de coleta	17
Análise dos dados	19
RESULTADOS	21
DISCUSSÃO	31
CONCLUSÕES GERAIS.....	40
REFERÊNCIAS	41
ANEXOS.....	60

INTRODUÇÃO

Manguezais: conceituação, aspectos ecológicos e impactos antrópicos

Manguezais são ecossistemas únicos formados por florestas tropicais e subtropicais inundadas por água salobra ou salina e situadas na interface terra-mar (Souza Sobrinho *et al.*, 1969; UNEP, 1995; Kathiresan & Bingham, 2001; Alongi, 2002). Esses ambientes ocorrem em regiões costeiras abrigadas como estuários, margens de baías, lagunas e enseadas (Souza Sobrinho *et al.*, 1969). Mundialmente, estão distribuídos em todos os continentes com costas tropicais e subtropicais e ocorrem em 124 países e territórios. É estimada uma área total de 15,6 a 19,8 milhões de hectares de manguezal no mundo. Indonésia, Austrália, Brasil, Nigéria e México somam juntos 48% do total de manguezais (FAO, 2007).

O Brasil representa uma das regiões de maior ocorrência de manguezais, totalizando uma área de aproximadamente 25.000 km² (Souza *et al.*, 2006). O país apresenta a terceira maior área de manguezal do mundo, o que representa 7% de todos os bosques de mangue globais e 50% da América Latina (FAO, 2007; Giri *et al.*, 2010). No Brasil, são encontrados desde o estado do Amapá até a cidade de Laguna, no estado de Santa Catarina (sul do Brasil). Abaixo de Laguna (SC), as baixas temperaturas são limitantes para a presença dos manguezais (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990).

Assim como o resto do Brasil, na região sul os manguezais apresentam baixa riqueza de espécies vegetais, caracterizando uma grande homogeneidade fitofisionômica. São comuns os gêneros *Avicennia*, *Laguncularia* e *Rhizophora* (Reitz, 1961; Souza Sobrinho *et al.*, 1969). A cidade de Florianópolis apresenta grande importância por ser o limite austral de espécies como *Rhizophora mangle* L. (Souza Sobrinho *et al.*, 1969).

Apesar da baixa diversidade de plantas, os manguezais são ambientes ecológicos únicos que suportam ricas assembleias de fauna. Canais nos mangues suportam comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e peixes. Os sedimentos arenosos ou pantanosos servem de abrigo para uma variedade de invertebrados, caranguejos, esponjas e

tunicados. Raízes, ramos e troncos são submersos, e rodeados por sedimentos, sendo por esses motivos considerados ilhas de habitat que podem atrair comunidades ricas de bactérias, fungos e macroalgas. Além disso, insetos, répteis, anfíbios, pássaros e mamíferos crescem no habitat e contribuem para suas características únicas (Kathiresan & Bingham, 2001). Os manguezais também servem de abrigo para aves residentes e migratórias (Ellison, 2008).

Os manguezais são conhecidos por seus diversos papéis ecológicos: atuam como berçário, sendo importantes para a conservação da diversidade biológica; conferem proteção de recifes de corais, provisão de habitat, desova e nutrientes para uma variedade de peixes, incluindo muitas espécies comerciais (FAO, 2007); são considerados zonas de elevada produtividade biológica e fonte de recursos pesqueiros (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1993); são importantes para a estabilização das linhas de costa e declínio da erosão costeira pela retenção de sedimentos e redução da ação das ondas; e funcionam como quebra-ventos e garantem proteção contra tempestades costeiras e até *tsunamis* (Groombridge & Jenkins, 2002; Tanaka *et al.*, 2007; Alongi, 2008).

Entre as funções sócio-econômicas dos manguezais, destacam-se a provisão de uma grande variedade de madeira e produtos florestais não-madeireiros, como carvão (FAO, 2007); existe ainda o fator cultural por serem considerados santuários venerados por populações locais na Índia e Quênia, por exemplo (Kathiresan & Bingham, 2001); também são usados cotidianamente por populações tradicionais, principalmente através da pesca; obtenção de tanino para trabalhar couro ou tingir redes de pesca (atividade em declínio); e a aquicultura que muitas vezes se torna grande ameaça a esses ambientes (FAO, 2007).

Os manguezais constituem um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Valiela *et al.*, 2001; Alongi, 2002; Duke *et al.*, 2007). A pressão do crescimento populacional em áreas costeiras tem levado à conversão de muitas áreas de manguezais a outros usos, como produção de sal, arroz, aquicultura (responsáveis por 52% da perda de áreas de manguezal), assentamentos, desvio de água doce para irrigação (Kathiresan & Bingham, 2001; Valiela *et al.*, 2001; Alongi, 2002); agricultura, urbanização, exploração excessiva, construção de complexos industriais e turísticos, poluição e contaminação, alterações de cursos de rios e implantação de barragens e rodovias (Macedo, 1994; Vannucci, 1999; FAO, 2007).

O mundo perdeu cinco milhões de hectares de manguezais nos últimos 20 anos, ou 25% da extensão encontrada em 1980. Nos últimos

25 anos, o Brasil perdeu 50.000 ha de ambientes de manguezais, principalmente na costa sudeste-sul (FAO, 2007). Em termos absolutos, as maiores taxas de desmatamento na década de 80 foram encontradas no Brasil, Indonésia, Paquistão, Austrália e México. Esses países (exceto Paquistão que foi substituído por Papua Nova Guiné) são o topo da lista de países com as maiores perdas de manguezais na década de 90, contudo as taxas vêm sendo reduzidas substancialmente na maioria deles. A maioria dos países tem proibido a conversão de manguezais para propósitos de aquicultura e exige avaliações de impacto ambiental antes da conversão de larga escala de áreas de manguezais para outros usos (FAO, 2007).

Estima-se que um a dois por cento dos ambientes de manguezal no mundo estão sendo perdidos (Ellison, 2008), ou seja, um milhão de hectares por ano (Kathiresan & Bingham, 2001). Essa taxa de destruição é comparável à taxa anual em que florestas tropicais estão sendo cortadas, queimadas e convertidas em pastagem, fazendas, vilas e cidades (Ellison, 2008). Além disso, como resultado do processo de reflorestamento, em muitas nações está havendo uma troca de manguezais por florestas monoespecíficas (Alongi, 2002).

A mirmecofauna de Manguezal

As formigas apresentam importantes papéis ecológicos, pois interagem com organismos de todos os níveis tróficos e somam mais de 10% da biomassa total de animais em habitats importantes do planeta, como florestas tropicais, savanas e campos. Devido a essa dominância numérica, ocupam papéis ecológicos chave nos ecossistemas (Agosti & Alonso, 2000).

Além disso, as formigas são mais constantes em um determinado local, pois apresentam ninho perene e estacionário e área de forrageamento restrita (geralmente centímetros e, em casos mais raros, pouca centenas de metros). Assim, movem-se pouco à procura de alimento, locais para acasalamento e/ou para nidificação. Por isso, podem ser amostradas e monitoradas representando as unidades estudadas (Alonso, 2000).

Assim como a vegetação de mangue apresenta diversas adaptações (halófitas) para viver em um ambiente hostil como o manguezal (Tomlinson, 1986; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Vannucci,

1999; Kathiresan & Bingham, 2001), as formigas apresentam uma admirável habilidade de adaptar-se a diferentes condições ambientais.

Os manguezais apresentam diferentes tipos de recursos para organismos não-aquáticos. Dentre a fauna diversificada, muitas espécies de formigas são encontradas em abundância na copa dos mangues (Simberloff & Wilson, 1969), sendo exclusivamente arborícolas devido às condições dinâmicas dos ecossistemas de manguezal, com exceção da Formicinae *Polyrhachis sokolova* Forel, que utiliza bolsas de ar dentro do lodo (Nielsen, 1997a,b).

Devido à instabilidade dos ecossistemas de manguezais, algumas espécies de formigas desenvolveram diferentes habilidades para adaptação nesse ambiente. Na Austrália, as formigas da espécie *Polyrhachis sokolova* Forel sobrevivem à inundação através de bolsas de ar em câmaras dentro do ninho no lodo (Nielsen, 1997a,b; Nielsen *et al.*, 2003). As pequenas formigas da espécie *Camponotus anderseni* McArthur & Shattuck vivem exclusivamente em galhos ocos da árvore *Sonneratia alba* J. Smith em uma relação mutualística com o coccídeo *Myzolecanium* sp.. Essas formigas evitam o afogamento durante a maré alta bloqueando a entrada do orifício do ninho com a cabeça de uma operária ou de um coccídeo (Nielsen, 2000). Durante a inundação, os ninhos de *C. anderseni* podem resistir por até 3 horas e, durante esse período, a respiração das formigas e coccídeos pode elevar a concentração de gás carbônico da atmosfera do ninho e deixá-la próxima da anoxia (Nielsen *et al.*, 2006).

Diversos estudos têm sido feitos sobre mirmecofauna nos manguezais (Simberloff & Wilson, 1969; Cole, 1980; Johnstone, 1981; Cole, 1983a,b; Clay & Andersen, 1996; Nielsen, 1997a,b, 2000; Ozaki *et al.*, 2000; Cogni & Freitas, 2002; Cogni *et al.*, 2003; Dejean *et al.*, 2003, Offenber *et al.*, 2004, 2005, 2006). Nos manguezais brasileiros, são conhecidas 64 espécies de formigas, sendo *Azteca*, *Camponotus*, *Crematogaster* e *Solenopsis* os gêneros mais comuns (Santos & Lopes, 1996; Delabie *et al.*, 2006).

Alguns autores denominam determinadas espécies de formigas de manguezal como “dominantes”, ou seja, aquelas arbóreas caracterizadas por colônias muito populosas e uma agressividade intra e inter-específica, o que resulta em um padrão em mosaico de distribuição de seus territórios (Dejean & Corbara, 2003). Além das formigas, os cupins do gênero *Nasutitermes* também defendem territórios em manguezais resultando, assim, em um mosaico formiga-cupim (Levings & Adams, 1984; Adams & Levings, 1987).

Estudos mostram a relação entre a vegetação e a mirmecofauna nos manguezais. Em árvores de mangue onde são encontradas formigas, a taxa de herbivoria por caranguejos mostrou-se menor se comparada a árvores onde não são encontradas formigas, isso demonstra a relação inversa entre a presença de formigas em árvores de mangue e a herbivoria por caranguejos (Nielsen, 2000; Cogni *et al.*, 2003; Offenberg *et al.*, 2004; 2005).

McGeoch (1998) define indicador biológico com uma espécie ou grupo de espécies que apresentam alguma das características: indica o estado biótico ou abiótico de um ambiente (indicador ambiental); indica o impacto da mudança ambiental em um habitat, comunidade ou ecossistema (indicador ecológico); indica a diversidade de um subconjunto taxonômico ou de toda a diversidade dentro de uma área (indicador de biodiversidade).

As formigas têm sido comumente empregadas como bioindicadores de alterações antrópicas (Carvalho & Vasconcelos, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2000; Dunn, 2004; Ratchford, 2005; Azevedo-Ramos *et al.*, 2006; Sobrinho & Schoereder, 2007).

A justificativa para esse uso está no fato de que as formigas, bem como as borboletas e os besouros, apresentam alta diversidade, dominância numérica, razoável conhecimento taxonômico, além de serem facilmente amostrados e identificados, comuns o ano inteiro e responderem rapidamente a alterações ambientais (Silva & Brandão, 1999; Agosti & Alonso, 2000).

A literatura mostra que há uma relação entre a riqueza de espécies de formigas e o nível de impacto humano (Delabie *et al.*, 2006). Logo, testou-se a hipótese de que existe diferença na riqueza e composição de espécies de formigas em locais com diferentes níveis de impacto humano. Entretanto, como os manguezais na Ilha de Santa Catarina diferem entre si quanto a particularidades da vegetação (Souza Sobrinho *et al.*, 1969), esperamos que as variáveis ambientais também possam influenciar a riqueza e a composição de espécies de formigas.

Assim sendo, os objetivos desse trabalho foram: 1) verificar se a riqueza das comunidades de formigas do manguezal se relaciona negativamente com o grau de antropização, 2) caracterizar os locais com diferentes níveis de impacto dos manguezais de acordo com as variáveis ambientais de diâmetro na altura do peito, altura e densidade da vegetação, cobertura de dossel, nível de impacto humano e distância do mar, 3) avaliar como essas variáveis ou conjunto de variáveis influenciam a composição e a riqueza de espécies de formigas entre os locais com diferentes níveis de impacto humano, 4) verificar se a

presença e/ou a frequência relativa de determinadas espécies variam de acordo com o grau de antropização do ambiente, na procura de espécies indicadoras.

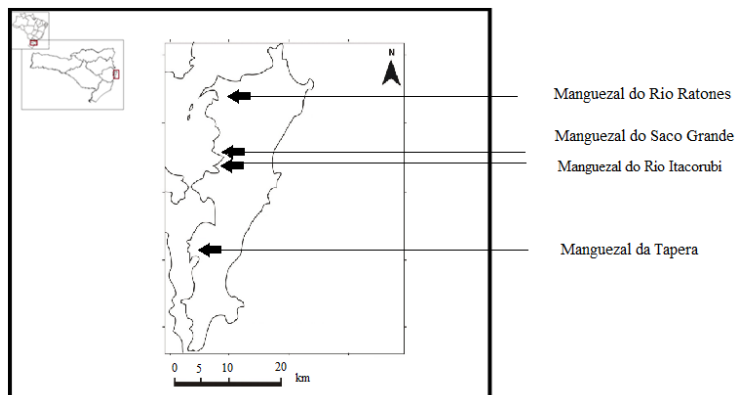
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Na Ilha de Santa Catarina são encontrados cinco manguezais: Itacorubi, Ratonés, Saco Grande, Tapera e Rio Tavares, todos localizados na porção oeste da ilha. A bacia hidrográfica do Rio Ratonés (93 km²) é conhecida como a maior dentre as bacias que drenam os manguezais da Ilha de Santa Catarina, seguida pela do Rio Tavares (44 km²) e a do Rio Itacorubi (28 km²) (EPAGRI, 2007). O manguezal do Rio Ratonés também apresenta a maior extensão (921 ha), seguido pelo manguezal do Rio Tavares (746 ha), o do Itacorubi (182 ha), o do Saco Grande (109 ha) e, por fim, o manguezal da Tapera (46 ha) (IPUF, 2004).

O estudo foi realizado em quatro dessas áreas de manguezal na Ilha de Santa Catarina, o manguezal de Ratonés no norte da ilha (27°27'45"S; 48°30'28"W) e o de Saco Grande (27°33'53"S; 48°30'36"W) na porção central que juntamente constituem uma Unidade de Conservação Federal de Proteção Integral (Estação Ecológica de Carijós), o manguezal do Itacorubi (27°34'34"S; 48°31'23"W), também central, e o manguezal da Tapera (27°41'38"S 48°33'24"W), ao sul da ilha (Figura 1).

Figura 1-Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil, com destaque para as quatro áreas de manguezal estudadas: ao norte, o manguezal de Ratonés; na porção central, os manguezais do Saco Grande e de Itacorubi e ao sul, o manguezal da Tapera.



Segundo Souza Sobrinho *et al.* (1969), os manguezais da Ilha de Santa Catarina apresentam composição de vegetação semelhante, são bastante homogêneos e dominados por *Avicennia schaueriana*. Porém, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* também são encontradas.

Os manguezais Ratonés e Saco Grande foram amostrados como um único manguezal devido ao fato de constituírem uma Unidade de Conservação única, sendo chamado, nesse estudo, como “manguezal de Carijós”. Além disso, o manguezal de Saco Grande apresenta fatores que o caracterizaram como o tratamento impactado da área de manguezal do Rio Ratonés, já que esse não apresenta uma área que o caracteriza como tal e a vegetação apresenta características similares. Esses manguezais juntos constituem uma Unidade de Conservação Federal de Proteção Integral, a Estação Ecológica de Carijós e apresentam Plano de Manejo desde o ano de 2003. Esses dois ecossistemas de manguezais estão sob a guarda do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (IBAMA, 2003). O manguezal de Ratonés foi alterado devido à aquicultura (Huber, 2004). O manguezal do Saco Grande sofre o impacto decorrente da ocupação nas suas encostas, nascentes e margens de córregos, da ação de pedreiras e da poluição proveniente da ausência de sistema de esgoto (IBAMA, 2003).

O manguezal do Rio Itacorubi vem sofrendo redução na sua área (Soriano-Sierra, 1993), sendo que já perdeu aproximadamente 60% da sua área original (Sánchez-Dalotto, 2003). A Bacia Hidrográfica do Itacorubi apresenta muitos problemas, uma vez que recebe esgotos domésticos e industriais, lixo, além de apresentar moradias irregulares em Áreas de Preservação Permanente em morros, alagamentos em áreas baixas, subaproveitamento de nascentes para abastecimento local (PMF, 2000). Em 2002, foi criado o Parque Municipal do Manguezal do Itacorubi, pelo Decreto Municipal 1529/2002, estabelecendo a UFSC e a PMF como gestores do parque (PMF, 2002). O manguezal do Itacorubi sofre atualmente as consequências do chorume tóxico proveniente do aterro sanitário já desativado, localizado na porção terrestre do manguezal. O manguezal apresenta um predomínio de *Avicennia schaueriana* (aproximadamente 98%) e são encontrados pouco mais de 1% de *Laguncularia racemosa* e menos de 1% de *Rhizophora mangle*. A zonação segue o padrão do sul do país, contendo *Avicennia* no interior do ecossistema e, em contato direto com as marés, *Laguncularia* é encontrada nas áreas periféricas mais altas e secas e *Rhizophora* nas áreas periféricas inundáveis pela maré.

O manguezal da Tapera constitui o menor manguezal encontrado na Ilha de Santa Catarina e não tem sido objeto de estudos referentes ao seu ambiente natural e nem tampouco quanto aos processos socioeconômicos ocorrentes nas suas adjacências, apenas sendo parte de estudos de maior porte incluindo outros manguezais da Ilha ou estudos envolvendo o bairro Ribeirão da Ilha. Esse manguezal sofre principalmente pelo crescimento das ocupações no seu entorno, pela fragmentação decorrente das Rodovias Açoriana e Baldicero Filomeno e pela remoção da vegetação para manutenção de pastagens (Trindade, 2009).

As áreas de manguezais da Ilha de Santa Catarina são independentes entre si e apresentam diferentes níveis de impacto humano. Em cada uma das áreas, os locais foram classificados de acordo com o nível de degradação observado: impactado, intermediário e conservado (com base em Conceição *et al.*, 2006; Delabie *et al.*, 2006). No nível impactado foram observados muitos vestígios de presença humana, tais quais trilhas permanentemente abertas, muito lixo e esgoto exposto. No nível intermediário, foram encontrados lixo, habitações e trilhas permanentemente abertas, porém sem a presença de esgoto. Por fim, os locais classificados como conservados apresentaram poucos vestígios de presença e impacto humano, como pequena quantidade de lixo, trilhas e habitações (Figuras A, B, C, em anexo). Ou

seja, o desenho experimental foi uma combinação 3 X 3, tendo como principais fatores as áreas de manguezal (Itacorubi, Ratoles com Saco Grande e Tapera) e os tratamentos, ou seja, os locais com diferentes níveis de impacto humano (conservado, intermediário e impactado, em cada um desses locais). Foram feitas três coletas em cada combinação de tratamento-área.

Uma vez que os níveis de impacto dos diferentes manguezais diferiram entre si, os locais com diferentes níveis de impacto receberam uma categorização mais detalhada a fim de se relacionar os níveis de impacto com a riqueza e a composição de espécies dos diferentes manguezais (Tabela 1). Ou seja, áreas classificadas como “conservada” de cada um dos manguezais amostrados, por exemplo, não são similares entre si. Assim, cada local com diferente nível de impacto foi classificado dentro de um score de 0 a 7, considerando-se a quantidade (sem, muita ou pouca) de parâmetros como lixo, trilhas, habitação no entorno e esgoto.

Tabela 1 - Categorização do nível de impacto humano das áreas de manguezais adotado no presente estudo, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. S = Sem impacto humano.

Classe	Lixo			Trilhas			Habitação no entorno			Esgoto		
	S	Pouco	Muito	S	Pouco	Muito	S	Pouco	Muito	S	Pouco	Muito
0	X			X			X			X		
1		X		X			X			X		
2		X			X			X		X		
3		X				X		X		X		
4			X			X		X			X	
5			X	X			X			X		
6		X				X			X	X		
7			X			X			X			X

Metodologia de coleta

Nas três áreas, as formigas foram amostradas na vegetação dentro do manguezal durante o verão, entre os meses de janeiro e março de 2013. Foi realizada uma coleta por mês, durante três meses, em cada

combinação tratamento-área, sendo aplicado o método de coleta de isca à base de sardinha em óleo vegetal (Bestelmeyer *et al.*, 2000). As iscas foram montadas em papel, depositadas em árvores e retiradas após uma hora. As amostragens foram feitas seguindo-se um transecto de 90 metros com pontos de amostragem a intervalos de 10 metros em cada combinação tratamento-área. Em cada transecto, foram depositadas 10 iscas, totalizando 270 iscas. As formigas foram coletadas em tubos Falcon identificados de acordo com a isca (numeradas de 1 a 10) e com o nível de impacto (conservado, intermediário e impactado) em cada uma das três áreas de manguezal (Carijós, Itacorubi e Tapera).

Nos locais conservado e impactado do manguezal de Carijós, todas as iscas foram depositadas em árvores de *Laguncularia racemosa*. No local intermediário, as iscas foram depositadas em árvores de *Laguncularia racemosa*, *Schinus terebinthifolius* e *Melia azedarach*. Em todos os níveis do manguezal do Itacorubi, foram depositadas iscas em árvores da espécie *Avicennia schaueriana*. No manguezal da Tapera, o local conservado apresentou apenas árvores de *Avicennia schaueriana*, porém o local intermediário apresentou *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* e o local impactado as espécies *Laguncularia racemosa* e uma espécie não identificada de Fabaceae.

O material coletado foi inicialmente conservado em álcool 70%, posteriormente montado com alfinetes entomológicos e identificado no Laboratório de Biologia de Formigas, do Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. A numeração das amostras seguiu a disposição das mesmas no local, mesmo que algumas não tenham apresentado nenhum indivíduo. As formigas foram identificadas ao nível específico, quando possível, ou ao nível genérico. A nomenclatura seguiu Bolton *et al.* (2007). Uma coleção de referência contendo espécimes de cada espécie amostrada e sua respectiva localidade foi incorporada à Coleção Entomológica do Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina.

Para caracterizar os ambientes onde as formigas foram coletadas, foi utilizado o método *wandering quarter* (quadrante errante) (Brower *et al.*, 1990). Nesse método, também foi utilizado o transecto de 90 metros onde foram amostradas as formigas. Parâmetros da primeira árvore do transecto foram mensurados. Em seguida, foram mensurados parâmetros da árvore mais próxima a primeira e, assim sucessivamente, até o fim do transecto.

Foram analisadas árvores com mais de 5 cm de circunferência na altura do peito (CAP). As variáveis mensuradas em cada árvore foram: circunferência na altura do peito (CAP), altura da árvore,

cobertura do dossel acima de cada árvore e distância entre as árvores. Por se tratar de ecossistemas de manguezal, as medidas de CAP em cada árvore foram mensuradas seguindo-se a abordagem sugerida por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986), ou seja, em árvores muito ramificadas, a distância entre as mesmas foi mensurada entre o tronco central de cada uma, ainda que o tronco mais próximo não seja o central. Outra adaptação foi a medida de CAP em árvores onde essa altura coincidiu com um ponto de bifurcação. Nesse caso, a CAP foi medida 30 cm acima do ponto de bifurcação. A partir da medida de CAP, calculou-se o DAP (Diâmetro na altura do peito), através da fórmula:

$$DAP = CAP/\pi$$

A partir das medidas de distância entre as árvores mais próximas, calculou-se a densidade absoluta de cada área através da fórmula (Brower *et al.*, 1990):

$$\begin{aligned} \text{Densidade absoluta} &= \text{Área}/D^2 \\ D &= \text{Distância média} = \sum d/\text{número de árvores da área} \end{aligned}$$

As árvores onde foram colocadas iscas para a coleta de formigas foram identificadas a nível específico, quando possível. Também foram mensuradas as distâncias entre cada local amostrado e o mar, utilizando-se o programa Google Earth.

A cobertura de dossel foi mensurada utilizando-se o método do ponto com adaptações (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974) e o Software CPCE (Coral Point with Excel Extensions Research Software) V4.1 (Kohler & Gill, 2006). O dossel no entorno de cada árvore analisada foi fotografado. Através do Software CPCE, foram plotados pontos ao acaso em cada fotografia e mensurados os pontos onde a imagem foi preenchida pela vegetação. Calculou-se, assim, a percentagem de cobertura.

Análise dos dados

Em estudos de mirmecofauna, torna-se mais apropriada a utilização de registro de ocorrência de espécies. Desse modo, os dados não sofrem os efeitos de tamanho das colônias e comportamento de recrutamento das operárias, pois do contrário poderíamos obter uma

superestimativa das espécies com sistemas de recrutamento mais eficientes e daquelas cujas colônias estivessem mais próximas das armadilhas ou iscas atrativas (Tavares *et al.*, 2001).

Por esse motivo, as comunidades de formigas dos diferentes manguezais foram caracterizadas através da riqueza (específica ou genérica) e composição de espécies. Foi estimado o número de espécies de formigas para cada local amostrado através do método Chao 2 pelo programa R (R Core Team, 2013), onde os indivíduos de cada espécie foram organizados por amostra.

As variáveis ambientais foram descritas de forma geral através dos valores máximos, mínimos, medianas e desvio padrão. Para verificar diferenças entre os locais com diferentes níveis de impacto para cada variável ambiental, foi aplicada a análise não paramétrica Kruskal-Wallis, com o teste *a posteriori* de Dunn (Callegari-Jacques, 2003) para as variáveis que apresentaram diferença significativa entre os locais com diferentes níveis de impacto, objetivando identificar entre quais tratamentos os valores diferiram. Foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados (Zar, 1996).

Objetivando relacionar a riqueza de espécies de formigas com as variáveis ambientais, foi realizada Correlação de Spearman entre cada variável ambiental e a riqueza de espécies de formigas (Colwell, 2009).

Para avaliar a dissimilaridade entre as comunidades provenientes dos distintos pontos amostrais, foram utilizadas análises de agrupamento (UPGMA) com dados de registros de ocorrência de espécies, ou seja, número de armadilhas em que cada espécie ocorreu nos diferentes locais amostrados (Longino *et al.*, 2002) e dados de variáveis ambientais (transformadas por estandardização) utilizando-se índice de Bray-Curtis e distância euclidiana, respectivamente.

Posteriormente, foi realizada uma análise de variância da similaridade com dois fatores (ANOSIM) (Clarke & Warwick, 2001) visando avaliar diferenças significativas na riqueza e na composição das espécies de formigas e em relação ao conjunto das variáveis ambientais entre os três níveis de impacto e entre as diferentes áreas de manguezal estudadas.

As comunidades de formigas e o conjunto de variáveis ambientais foram relacionados através da Análise de Redundância (RDA). Para essa análise, os dados de presença/ausência de espécies de formigas foram transformados por “Hellinger” e os dados de variáveis ambientais transformados por estandardização (Legendre & Gallagher, 2001).

A fim de se determinar quais gêneros ou espécies são capazes de melhor categorizar (medida de bioindicação) manguezais com diferentes níveis de impacto humano, foi utilizado o método *IndVal* (Dufréne & Legendre, 1997). Uma análise estatística de significância foi realizada utilizando o teste de Monte Carlo, com 1.000 randomizações para determinar a significância estatística dos indicadores ($p < 0,05$). A análise foi desenvolvida através do programa PC-Ord (McCune & Mefford, 1999).

As análises foram desenvolvidas no Software R (R Core Team, 2013), utilizando-se os pacotes ADE4 (Chessel *et al.*, 2004; Dray & Dufour, 2007; Dray *et al.*, 2007), APE (Paradis *et al.*, 2004), CLUSTER (Maechler *et al.*, 2013), CLUSTSIG (Whitaker & Christman, 2010), FD (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté & Shipley, 2011), GCLUS (Hurley, 2012), GRAPHICS (R Core Team, 2013), HH (Heiberger, 2013); LABDSV (Roberts, 2013), PROXY (Meyer & Buchta, 2013), VEGAN (Oksane *et al.*, 2013).

RESULTADOS

Nos três manguezais estudados da Ilha de Santa Catarina, foram registradas 29 espécies pertencentes a 14 gêneros e quatro subfamílias: Dolichoderinae (2 espécies), Formicinae (8), Myrmicinae (18) e Pseudomyrmecinae (1) (Tabela 2), sendo Myrmicinae a subfamília que apresentou a maior riqueza.

Tabela 2 - Formicidae registrados em três áreas de três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (C= nível Conservado; I= nível Intermediário; H= nível com maior impacto Humano).

	Carijós			Itacorubi			Tapera		
	C	I	H	C	I	H	C	I	H
Subfamília/ espécies									
DOLICHODERINAE									
<i>Dorymyrmex</i> sp.									X
<i>Linepithema iniquum</i>					X				
FORMICINAE									
<i>Brachymyrmex</i> sp.						X			
<i>Camponotus atriceps</i>	X								
<i>Camponotus fastigatus</i>	X								X
<i>Camponotus sericeiventris</i>		X							
<i>Camponotus</i> sp.1	X	X	X			X		X	X
<i>Camponotus</i> sp.2	X	X	X						X
<i>Camponotus trapezoideus</i>									X
<i>Myrmelachista</i> sp.	X	X			X	X		X	X
MYRMICINAE									
<i>Cephalotes pinelii</i>			X						
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	X	X	X	X		X			
<i>Crematogaster</i> sp.1	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Crematogaster</i> sp.2	X	X	X	X				X	X
<i>Crematogaster</i> sp.3	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Crematogaster</i> sp.4			X			X			
<i>Crematogaster</i> sp.5	X	X		X					X
<i>Crematogaster</i> sp.6				X					
<i>Crematogaster</i> sp.7	X	X		X					
<i>Crematogaster</i> sp.8	X	X	X						
<i>Crematogaster</i> sp.9	X	X		X				X	
<i>Monomorium floricola</i>	X			X	X	X		X	X
<i>Nesomyrmex vicinus</i>						X			
<i>Pheidole</i> sp.				X	X	X			

<i>Solenopsis</i> sp.1	X X	X
<i>Solenopsis</i> sp.2	X X X	
<i>Tetramorium bicarinatum</i>		X
<i>Wasmannia auropunctata</i>		X
PSEUDOMYRMECINAE		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.	X	

Os gêneros mais ricos foram *Crematogaster* (Myrmicinae) e *Camponotus* (Formicinae), com 10 e 6 espécies, respectivamente. O Manguezal de Carijós apresentou o maior número de espécies (20), seguido pelo Manguezal do Itacorubi (19) e, por fim, o Manguezal da Tapera (12).

Crematogaster sp.1 foi a espécie registrada em um maior número de locais diferentes (88,9%), seguida por *Monomorium floricola* (77,8%) e, então, *Camponotus* sp.1, *Crematogaster* sp.2 e *Myrmelachista* sp. (com 66,7% de frequência).

Observou-se um declínio no número de espécies em cada manguezal em relação ao impacto humano, ou seja, em todos os manguezais, a área conservada apresentou maior riqueza que a área impactada. Considerando um intervalo de confiança de 95%, o estimador Chao 2 calculou mais espécies que o observado para todos os locais amostrados, exceto o local impactado do manguezal da Tapera, onde foram coletadas apenas duas espécies e foram estimadas duas espécie. A riqueza estimada foi maior para o nível conservado do manguezal de Carijós (33), seguido pelo nível impactado do mesmo (28) (Tabela 3). Assim, espera-se que a riqueza de formigas dos manguezais amostrados ultrapasse as 29 espécies coletadas.

Tabela 3 - Indicadores da diversidade de formigas em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto Humano, IH= Itacorubi com maior impacto Humano, TH= Tapera com maior impacto Humano).

Local	Número de espécies	Número estimado de espécies (Chao 2)
CC	17	33,7
CI	14	21,7
CH	10	28,0
IC	10	15,2
II	10	22,5
IH	9	10,0
TC	7	8,0
TI	10	15,2
TH	2	2,0

Não foram encontradas diferenças significativas entre a riqueza da comunidade de formigas dos locais com diferentes níveis de impacto humano (ANOSIM geral, $R = -0.1029$, $p > 0.05$), nem entre a riqueza das comunidades de diferentes áreas de manguezal (ANOSIM geral, $R = 0.177$, $p > 0.05$).

A área conservada do manguezal de Carijós apresentou a maior riqueza de espécies de formigas (17), seguida pela área intermediária do mesmo manguezal (14). Por sua vez, a área impactada desse manguezal apresentou o mesmo valor de riqueza de espécies (10) que a área preservada do manguezal do Itacorubi e as áreas intermediárias dos manguezais do Itacorubi e da Tapera.

Quanto às variáveis ambientais, entre as áreas com diferentes níveis de impacto humano, as variáveis cobertura de dossel e impacto humano demonstraram diferença significativa ($p < 0.05$), sendo a cobertura maior na área intermediária do manguezal do Itacorubi e o impacto maior nas áreas impactadas de todos os três manguezais. Entretanto, verificou-se diferença significativa entre as áreas preservada e intermediária quanto a DAP, densidade de árvores e cobertura de dossel. Também foi verificada diferença entre as áreas intermediária e impactada quanto à densidade e entre as áreas impactada e conservada

quanto ao DAP, à cobertura de dossel e ao impacto humano (Tabelas 4 e 5). Dentre as variáveis ambientais, apenas a densidade da vegetação foi significativamente relacionada à riqueza de espécies ($p < 0.05$, Tabela 5).

Tabela 4 - Valores mínimo e máximo, mediana e desvio padrão para cada variável ambiental amostrada nos locais com diferentes níveis de impacto humano em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

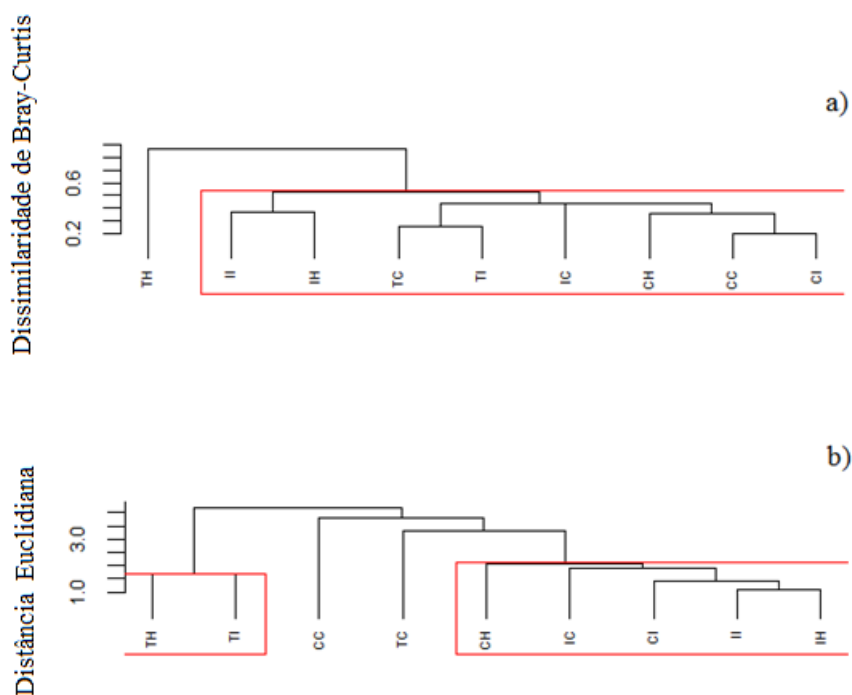
Variável Ambiental		Conservado	Intermediário	Impactado
Diâmetro na altura do peito (DAP) (cm)	Mínimo	1,59	1,91	1,27
	Máximo	65,29	65,92	98,09
	Mediana	9,55	8,92	8,91
	Desvio Padrão	11,44	13,02	13,38
Altura (m)	Mínimo	1,00	1,30	1,60
	Máximo	17,00	12,00	12,00
	Mediana	3,50	3,50	3,50
	Desvio Padrão	4,24	2,22	2,07
Densidade	Mínimo	14,08	10,27	4,64
	Máximo	71,44	42,61	67,09
	Mediana	66,92	27,78	17,26
	Desvio Padrão	31,89	16,18	33,02
Cobertura de dossel (%)	Mínimo	0,00	0,00	0,00
	Máximo	1,00	1,00	1,00
	Mediana	0,80	0,80	0,70
	Desvio Padrão	0,37	0,35	0,37
Impacto humano	Mínimo	1,00	3,00	7,00
	Máximo	3,00	6,00	7,00
	Mediana	1,00	5,00	7,00
	Desvio Padrão	1,15	1,53	0,00
Distância do mar (m)	Mínimo	7,00	1,00	60,00
	Máximo	3400,00	60,00	1080,00
	Mediana	50,00	50,00	410,00
	Desvio Padrão	1946,65	31,58	518,29

Tabela 5 - Análise de Kruskal-Wallis para cada variável ambiental mensurada nos locais com diferentes níveis de impacto humano e correlações entre a riqueza de espécies de formigas e as variáveis ambientais em três áreas de manguezal estudadas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (C= Conservado, I= Intermediário, H= maior impacto Humano) (com teste de Dunn a posteriori, ns= não significativo, $p>0.05$).

Variável Ambiental	Kruskal-Wallis		Teste de Dunn (p)			Correlação de Spearman	
	H	p	C X I	I X H	H X C	rs	p
DAP	5.47	>0.05	<0.05	ns	<0.05	0.27	$p>0.05$
Altura	0.64	>0.05	ns	ns	ns	-0.14	$p>0.05$
Densidade da vegetação	5.42	>0.05	<0.05	<0.05	ns	0.7	$p<0.05$
Cobertura de dossel	6.198	<0.05	<0.05	ns	<0.05	0.47	$p>0.05$
Impacto humano	7.18	<0.05	ns	ns	<0.05	-0.33	$p>0.05$
Distância do mar	3.25	>0.05	ns	ns	ns	0.31	$p>0.05$

Considerando-se a composição da mirmecofauna das áreas de manguezal amostradas, através da análise de agrupamento (UPGMA), observa-se a formação de grupos entre diferentes locais de um mesmo manguezal. Dentro desses grupos, as comunidades mais diferentes entre si foram as áreas intermediária e impactado do manguezal do Rio Itacorubi (16%), seguidas pela área conservada e a área intermediária do manguezal da Tapera (29%) (Figura 2a). Por outro lado, considerando-se as variáveis ambientais, o local considerado mais diferente foi a área impactada do manguezal de Carijós, seguida pela intermediária da mesma área (Figura 2b).

Figura 2 - Análise de agrupamento (UPGMA, Bray-Curtis) entre os pontos amostrais com base a) na composição da mirmeocofauna e b) no conjunto de variáveis ambientais mensuradas de três locais com níveis de impacto humano em diferentes manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto Humano, IH= Itacorubi com maior impacto Humano, TH= Tapera com maior impacto Humano). A linha vermelha indica a formação de grupos considerados pelo teste a posteriori SIMPROF.



A composição das espécies de formigas não diferiu significativamente entre os locais amostrados com diferentes níveis de impacto humano (ANOSIM geral, $R = -0.06$, $p > 0.05$), assim como o conjunto de variáveis ambientais (ANOSIM geral, $R = 0.08$, $p > 0.05$). Porém, a composição de espécies de formigas foi significativamente

diferente entre as áreas de manguezal (ANOSIM geral, $R=0.2675$, $p<0.05$), bem como o conjunto de variáveis ambientais (ANOSIM geral, $R=0.3992$, $p<0.05$).

A análise de redundância (RDA) apresentou um acúmulo de 61,62% da variação explicada para os dois primeiros eixos formados (Tabela 6). Os pontos referentes ao manguezal de Carijós apresentaram todos os valores positivos no eixo 1, eixo mais relacionado às variáveis densidade e cobertura de dossel (Figura 3). Os pontos relacionados ao manguezal da Tapera apresentaram valores negativos no eixo 1 e os do manguezal do Itacorubi variaram entre positivos e negativos. O eixo 2 mostrou-se mais relacionado às variáveis cobertura de dossel e distância do mar. Os pontos amostrais do nível impactado apresentaram os maiores valores ao longo dos dois eixos (Figura 3). A variável DAP foi retirada da análise de redundância (RDA) por apresentar alta colinearidade. A única variável ambiental que apresentou significância na análise foi a densidade ($F=1.93$, $p<0.05$) (Tabela 6).

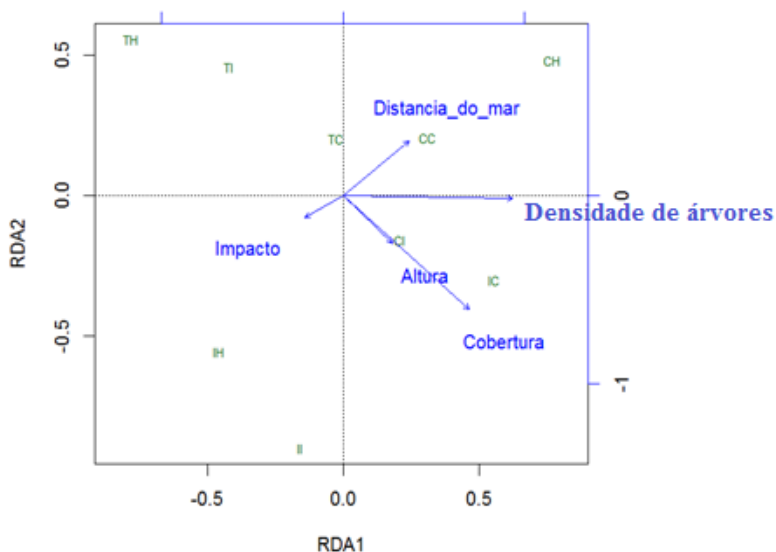
Tabela 6 - Resumo da Análise de Redundância para a mirmecofauna de áreas com diferentes níveis de impacto humano em três manguezais da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Variável ambiental	Eixo1	Eixo2
Altura das árvores (m)	0.278	-0.251
Densidade (árvores por m)	0.933	-0.012
Cobertura de dossel (%)	0.692	-0.604
Impacto Humano	-0.209	-0.114
Distância do mar	0.362	0.293
Resumo estatístico dos eixos 1 e 2		
Autovalores	0.12	0.90
Variação explicada	35.90%	25.72%

O local conservado e o com maior impacto humano do manguezal de Carijós parecem estar mais relacionados à distância do mar e o intermediário a árvores de maior estatura. O local conservado do manguezal do Rio Itacorubi parece estar ligado à maior cobertura de dossel e o impactado relacionado à maior impacto humano. Os três

locais do manguezal da Tapera parecem estar mais relacionados a menor cobertura de dossel e a árvores de menor estatura (Figura 3).

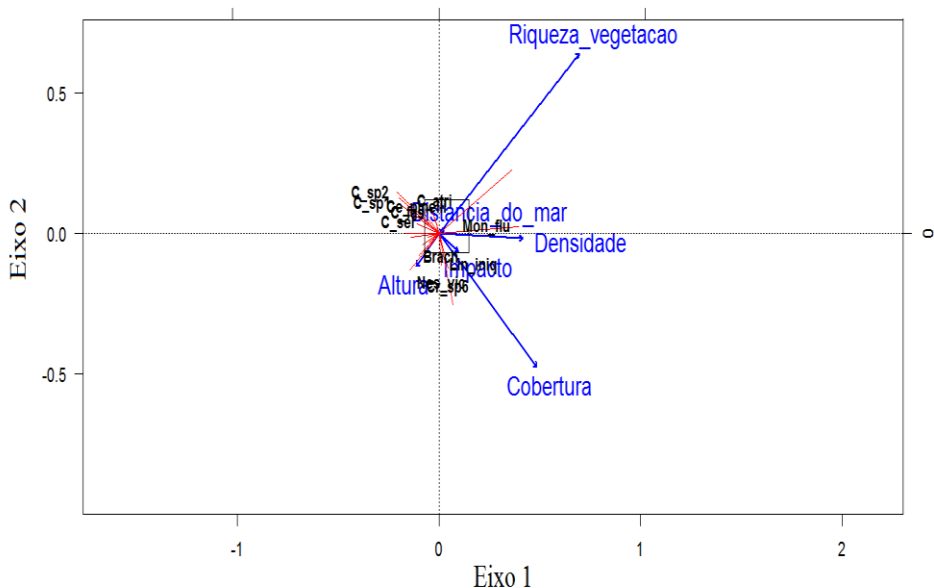
Figura 3 - Análise de Redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais mensuradas com a mirmecofauna de locais com diferentes níveis de impacto humano em três áreas de manguezal da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (CC= Carijós Conservado, IC= Itacorubi Conservado, TC= Tapera Conservado, CI= Carijós Intermediário, II= Itacorubi Intermediário, TI= Tapera Intermediário, CH= Carijós com maior impacto humano, IH= Itacorubi com maior impacto humano, Impacto = Impacto Humano, Altura = Altura das árvores, Cobertura= Cobertura de Dossel). Foram representados os vetores das variáveis ambientais e os pontos amostrais ordenados ao longo dos eixos formados pela RDA.



Assim, as espécies *Crematogaster* sp.2, *Crematogaster* sp.4, *Crematogaster* sp.6, *Crematogaster* sp.10 e *Camponotus fastigatus* parecem estar relacionadas aos locais mais distantes do mar, as espécies *Pseudomyrmex* sp. e *Crematogaster* sp.8 aos locais de maior densidade de árvores, *Crematogaster curvispinosa* a locais com maior cobertura de

dossel, *Crematogaster* sp.1 e *Crematogaster* sp.3 a árvores de maior estatura, *Camponotus sericeiventris* e *Crematogaster* sp.3 a locais mais impactados. Por outro lado, *Dorymyrmex* sp. parece estar relacionada a ambientes com menor cobertura de dossel (Figura 4).

Figura 4 - Análise de Redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais mensuradas com a mirmeocofauna em locais com diferentes níveis de impacto humano em três áreas de manguezal da Ilha de Santa Catarina, SC. Foram representados pontos referentes às espécies que melhor representam a dissimilaridade entre os locais com diferentes níveis de impacto humano, ordenadas ao longo dos primeiros eixos formados pela RDA (C_sp1: *Camponotus* sp.1, C_sp2: *Camponotus* sp.2, C_atri: *Camponotus atriceps*, C_sei: *Camponotus sericeiventris*, C_fas: *Camponotus fastigatus*, Ce_pinelli: *Cephalotes pinelli*, Mon_flu: *Monomorium fluoricola*, Brach: *Brachymyrmex* sp., Lin_iniq: *Linepthea iniquum*, Nes_vic: *Nesomyrmex vicinus*, Cr_sp6: *Crematogaster* sp.6.



Algumas espécies foram encontradas somente em um local. No manguezal de Carijós, *Camponotus atriceps* e *Pseudomyrmex* sp. foram registradas unicamente no nível conservado, *Camponotus sericeiventris* no nível intermediário e *Cephalotes pinelii* no nível degradado. *Brachymyrmex* sp., *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata* foram encontradas apenas no nível degradado do manguezal do Itacorubi, enquanto *Nesomyrmex vicinus* e *Linepithema iniquum* foram registradas apenas no nível intermediário do mesmo manguezal. No manguezal da Tapera, foram registradas com exclusividade as espécies *Camponotus trapezoideus*, encontrada no nível degradado, e *Dorymyrmex* sp., registrada no nível intermediário.

As espécies *Brachymyrmex* sp., *Crematogaster* sp.6, *Linepithema iniquum*, *Nesomyrmex vicinus*, *Pheidole* sp., *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata* foram amostradas apenas em árvores de *Avicennia schaueriana* e as espécies *Camponotus atriceps*, *Pseudomyrmex* sp. e *Cephalotes pinelii* apenas em árvores de *Laguncularia racemosa*.

O resultado do teste de Valor de Indicação (IndVal), que testou a especificidade de uma determinada espécie para um nível de impacto humano, medida por meio de sua porcentagem de ocorrência, não apontou nenhuma espécie como indicadora de um nível de impacto humano, entretanto, mostrou que três espécies têm preferência significativa por determinados ambientes. A espécie *Pheidole* sp. (100%, $p=0.044$) foi registrada apenas no manguezal do Itacorubi, porém *Crematogaster* sp.8 (100%, $p=0.033$) e *Solenopsis* sp.2 (100%, $p=0.036$) ocorreram ambas apenas no manguezal de Carijós.

DISCUSSÃO

Os manguezais de Florianópolis têm sido locais de estudo de bactérias, protistas, algas, fungos, vegetais (Panitz, 1986, 2000a,b,c) e invertebrados (Masutti *et al.*, 1998; Ribeiro, 1999; Torres *et al.*, 2002). Entretanto, existe uma lacuna no estudo de alguns grupos importantes nesses ambientes, tais quais répteis e formigas (Sovernigo, 2009).

As formigas estão entre os insetos mais abundantes nos ecossistemas de manguezal (Cannicci *et al.*, 2008). Clay & Andersen (1996) registraram 16 espécies de formigas em um manguezal da Austrália utilizando iscas; Santos & Lopes (1996), 22 espécies em um manguezal de Santa Catarina utilizando também iscas a base de sardinha; e Nielsen (2000) registrou 10 espécies no dossel de *Sonneratia*

alba J. Smith na Austrália, através de busca ativa. Por outro lado, Delabie *et al.* (2006) encontraram 64 espécies em 13 manguezais na Bahia, utilizando iscas, lençol entomológico, coleta de galhos ocos e pit-fall. A maior área utilizada no trabalho de Delabie *et al.* (2006) pode explicar a diferença na riqueza de espécies amostradas e os estudos citados anteriormente. Além disso, diferenças no tempo e no método de coleta influenciam o resultado da amostragem.

A subfamília mais rica nesse trabalho foi Myrmicinae, similarmente ao encontrado nos levantamentos em ambientes como caatinga (Leal, 2003), cerrado (Morais & Benson, 1988); floresta amazônica (Benson & Harada, 1988), floresta atlântica (Lopes & Leal, 1991; Leal & Lopes, 1992), manguezais (Santos & Lopes, 1996; Dejean *et al.*, 2003); pantanal (Corrêa *et al.*, 2006); restingas (Bonnet & Lopes, 1993) e ambientes urbanos (Vital, 2007), já que mais da metade dos gêneros de formigas pertencem à subfamília Myrmicinae (Bolton, 1995).

Nielsen (1997a) registrou nos manguezais do sul da Austrália espécies de formigas exclusivas de manguezal (*Polyrhachis sokolova*). Entretanto, Delabie *et al.* (2006) enfatizam que no sudeste da Bahia não há espécies conhecidas exclusivas de manguezal, salientando que algumas espécies até podem apresentar características de endemismo, porém esta não é uma característica referente ao manguezal, mas referente ao espaço regional.

A maior riqueza de espécies em ambientes preservados sugere que há melhor qualidade de microhabitats disponíveis, como locais para forrageamento e nidificação, para as espécies. Por outro lado, em áreas impactadas ou utilizadas para monoculturas, há grandes populações com pouca riqueza de espécies (Conceição *et al.*, 2006). Entretanto, no presente estudo, não foi observada diferença significativa na riqueza de espécies de formigas encontradas em locais impactados ou não, ou seja, locais mais conservados e locais mais impactados apresentaram estatisticamente valores similares de riqueza de espécies de formigas.

Estudos mostram diferentes relações entre a riqueza de formigas e outros fatores, como positivas com a riqueza de plantas (Cardoso, 2009; Soares *et al.*, 2001), e negativas com o grau de antropização (Feitosa & Ribeiro, 2005; Conceição *et al.*, 2006; Delabie *et al.*, 2006) e outros componentes bióticos (Silva & Brandão, 1999). Porém, não foi verificada relação entre a riqueza de espécies de formigas e o grau de antropização nos manguezais da Ilha de Santa Catarina.

Muitas espécies de formigas podem ser limitadas pela alta mortalidade dos organismos durante a dispersão dos alados ou mudança

das colônias de um galho a outro em diferentes ecossistemas. Essa mudança é relativamente constante, pois os galhos podem ser recursos efêmeros em florestas tropicais (Byrne, 1994). Uma vez que as formigas são exclusivamente arborícolas nos manguezais brasileiros (Delabie *et al.*, 2006), a instabilidade dos galhos pode influenciar a ocorrência de determinadas espécies de formigas nos manguezais, selecionando as espécies com maior plasticidade comportamental.

As análises de agrupamento mostram a formação de grupos entre locais com diferentes níveis de impacto dentro de um mesmo manguezal, considerando-se tanto a composição de espécies de formigas quanto as variáveis ambientais. Sugere-se que o impacto existente em cada local dos manguezais amostrados não seja suficiente para determinar a composição de espécies de formigas nem determinadas características estruturais da vegetação, como altura e diâmetro das árvores. Por outro lado, foram encontradas diferenças na composição de espécies de formigas entre as áreas de manguezal estudadas (Carijós, Itacorubi, Tapera). Essa diferença pode ser explicada por interações interespecíficas, como competição (Levings & Traniello, 1981; Cole, 1983a; Cerdá *et al.*, 1998), por eventos estocásticos (Cole, 1983a; Ribas & Schoereder, 2002; Andersen, 2008) ou por disponibilidade de recursos e condições dos habitats (Wang *et al.*, 2001; Ribas & Schoereder, 2007; Hill *et al.*, 2008). Em manguezais, Cole (1983b) observando as interações agressivas entre formigas, demonstrou que os padrões de interações são consistentes com os padrões de distribuição geográfica.

A complexidade do ambiente pode influenciar a riqueza e a diversidade de espécies. Nesse sentido, o conceito de nicho ecológico é relevante para o entendimento da distribuição das espécies no espaço. Soberón (2007, 2010) divide o conceito de nicho em nicho Grinelliano (variáveis ambientais abióticas e condições ambientais em larga escala) e nicho Eltoniano (variáveis bionômicas, como interações bióticas e dinâmicas de consumo dos recursos, medidas fundamentalmente em escala local). Soberón & Peterson (2005) defendem que o nicho realizado é a intersecção entre a região onde os fatores abióticos permitem a existência de uma determinada espécie (nicho fundamental) e a região onde as variáveis bióticas que afetam o uso de recursos e as interações biológicas permitem o crescimento das populações (a espécie pode coexistir ou se sobressair contra competidores), ou seja, onde há condições ambientais e biológicas favoráveis. Os autores salientam a importância de se considerar, além das regiões citadas, as regiões acessíveis considerando-se a capacidade de dispersão das espécies.

Matos *et al.* (1994) defendem que os fatores que podem explicar a maior riqueza e diversidade em ambientes mais complexos são i) disponibilidade de locais para nidificar, ii) quantidade de recurso alimentar disponível, iii) área de forrageamento e iv) competição. A competição interespecífica é um importante fator determinante da comunidade de formigas, principalmente entre as espécies com similar morfologia e forma semelhante de utilizar os mesmos recursos (Gotelli & Ellison, 2002). Além disso, a dispersão e a mobilidade das espécies podem influenciar a riqueza a nível local (Soares *et al.*, 2001, Ribas *et al.*, 2003).

A maioria dos estudos mostra uma correlação positiva entre a diversidade/heterogeneidade de habitat e a diversidade de espécies animais (Tews *et al.*, 2004) e muitos sugerem uma correlação positiva entre a diversidade de formigas e a complexidade estrutural do ambiente (Benson & Harada, 1988; Leal & Lopes, 1992; Leal *et al.*, 1993; Leal, 2003; Ribas *et al.*, 2003). Além disso, a estrutura da vegetação representa um fator importante, pois dispõe recursos para forrageamento e nidificação, influenciando mais diretamente as espécies de formigas arborícolas (Bluthgen *et al.*, 2000; Delabie *et al.*, 2003). No entanto, alguns autores sugerem que o aumento da heterogeneidade de hábitat pode levar à redução na riqueza em alguns grupos taxonômicos (Tews *et al.*, 2004; Ribas & Schoereder, 2007).

No presente trabalho, a riqueza de espécies vegetais não foi incluída na análise, pois a quase totalidade das áreas amostradas apresenta apenas uma espécie de floresta de mangue. Assim, a complexidade estrutural foi representada pela estrutura da vegetação, que não diferiu significativamente entre os locais com diferentes níveis de impacto humano, mas foi diferente entre as áreas de manguezal amostradas, sendo o manguezal de Caijós o manguezal amostrado com o melhor estado de conservação.

Em manguezais situados em ilhas (sem porção periférica), Delabie *et al.* (2006) sugerem que a colonização se dê quase que exclusivamente através do modelo clássico de Simberloff & Wilson (1969), ou seja, a comunidade é o resultado de um processo contínuo de colonização/extinção das espécies de formigas. Em manguezais formando um *continuum* com a praia, a colonização deve ocorrer através de voos de fecundação e dispersão, e migrações de colônias provenientes de manguezais próximos ou das áreas periféricas com condições favoráveis, tais quais maré baixa, ponte de vegetação (Delabie *et al.*, 2006). Assim, pode-se sugerir que o processo de colonização ocorra através do modelo de metacomunidades, ou seja, um

conjunto de comunidades locais ligadas por dispersão de espécies com potencial para interagir entre si (Gilpin & Hanski, 1991; Wilson, 1992). A estrutura da metacomunidade de uma região pode variar devido à migração de diversas espécies entre habitats locais que conectam comunidades vizinhas ao longo de uma paisagem (Leibold *et al.* 2004). Uma vez estabelecidas, a permanência das populações depende das condições ambientais locais e das interações com as espécies já estabelecidas (Ricklefs & Schuler, 1993).

As áreas conservada e intermediária do manguezal de Carijós e os três locais do manguezal da Tapera formam um *continuum* com a praia, diferentemente do local impactado de Carijós que não apresenta porção periférica, sendo circundado por ocupações humanas, bem como nos três locais do manguezal do Rio Itacorubi. Sugere-se, assim, que no manguezal da Tapera e nas porções preservada e intermediária do manguezal de Carijós, a colonização se dê por voos de fecundação e dispersão, além de migrações de colônias provenientes de manguezais próximos ou das áreas periféricas. Entretanto, no local impactado do manguezal de Carijós e nos três locais do manguezal do Rio Itacorubi, sugere-se que a colonização resulte basicamente de um processo contínuo de colonização e extinção.

Manguezais são ambientes onde a fauna terrestre é fortemente dependente da vegetação do entorno: se conservado, as formigas que colonizam as árvores de mangue irão pertencer à fauna nativa original; se degradado, a maioria das formigas irá ser típica de habitats perturbados ou manejados pelo homem (Delabie *et al.*, 2006). Ambientes perturbados parecem receber espécies invasoras mais facilmente, pois a perturbação reduz a competição de plantas e animais nativos reduzindo suas populações aos poucos e facilitando a invasão de espécies exóticas invasoras que, muitas vezes, levam a uma grande alteração no ecossistema (Ricklefs & Schluter, 1993).

A riqueza de espécies de formigas foi correlacionada à densidade da vegetação. Considerando que a densidade de árvores também foi diferente entre os locais com diferentes níveis de impacto amostrados, sugere-se que esse seja um dos principais fatores que determinem a ocorrência de determinadas formigas nos manguezais, pois a fauna de formigas em manguezais é exclusivamente arborícola nos manguezais já amostrados no Brasil (Delabie *et al.*, 2006).

Os locais impactados de manguezais diferiram também quanto à cobertura de dossel e impacto humano. Isso demonstra que a classificação utilizada no estudo quanto ao grau de impacto humano realmente refletiu as diferenças encontradas nos locais amostrados.

Quanto à cobertura de dossel, Cardoso *et al.* (2010) sugerem que a cobertura formada por espécies arbóreas e arbustivas pode implicar em maior sombreamento e umidade do solo, permitindo o estabelecimento de espécies de formigas crípticas que habitam ou nidificam em galhos, gravetos e troncos podres.

O conjunto de variáveis ambientais também diferiu entre as áreas de manguezal, porém não entre os níveis de impacto humano. Assim, corroborou-se a hipótese de que o conjunto de variáveis ambientais influencia na composição de espécies de formigas. A análise de redundância mostra que a composição de espécies não difere entre os diferentes graus de impacto humano. Porém, o agrupamento dos pontos referentes aos locais amostrais considerando-se o impacto e as variáveis ambientais variaram principalmente ao longo do primeiro eixo, acumulando grande parte da variância dos dados (35.9%). Este eixo teve a maior contribuição das variáveis relacionadas à vegetação (cobertura de dossel e densidade de árvores). Assim, esse eixo pode representar um índice de densidade e cobertura da vegetação, indicando que essa medida pode ser um fator importante para diferenciar as áreas de manguezal estudadas, principalmente quanto às árvores onde as formigas estejam forrageando e nidificando nos manguezais. A densidade pode ser considerada uma medida chave que determina a distribuição de diferentes espécies de formigas nos manguezais. Essa variável foi a única correlacionada significativamente à riqueza de espécies de formigas. Gomes *et al.* (2010) também encontraram relação entre a densidade de árvores e a riqueza de espécies de formigas em uma paisagem de floresta atlântica nordestina. A maior densidade da vegetação pode estar influenciando a ocorrência de espécies que utilizem os recursos provenientes da vegetação de manguezal, tais quais galhos ociosos para nidificação.

Entre os gêneros encontrados no presente trabalho, *Camponotus*, *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis* são os mais diversos em termos de espécies e de adaptações, apresentam maior extensão de distribuição geográfica e maior abundância local e, por isso são registrados em muitos estudos sobre a mirmecofauna mundialmente (Wilson, 1976).

As espécies *Brachymyrmex* sp., *Cephalotes pinelii*, *Dorymyrmex* sp., *Linepithema iniquum*, *Nesomyrmex vicinus*, *Pheidole* sp., *Pseudomyrmex* sp., *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata* foram consideradas raras, pois apresentaram um único registro. Entretanto, é comum na região neotropical a grande ocorrência de espécies raras em comunidades locais (Olson, 1991).

É importante destacar a ocorrência de espécies pertencentes aos gêneros *Brachymyrmex*, *Camponotus*, *Crematogaster*, *Linepithema*, *Monomorium*, *Pheidole*, *Tetramorium* e *Wasmannia*, pois diferentes espécies pertencentes a esses gêneros podem ser classificadas como características de ambientes urbanos (Campos-Farinha *et al.*, 2002).

Camponotus foi um dos gêneros mais comuns e ricos no estudo. Nos ecossistemas de manguezal, as espécies do gênero *Camponotus* podem ser mais comuns que as demais, pois se deparam com a ausência de espécies potencialmente competidoras que nidificam ao nível do solo; a dispersão dos recursos disponíveis nas árvores da floresta inundada; e a escassez de formigas arborícolas, se comparado a outros ambientes (Majer *et al.*, 1994; Delabie *et al.*, 2006). Esse gênero é um dos predominantes a nível mundial quanto à diversidade, adaptações, distribuição geográfica e abundância local (Wilson, 1976). *Camponotus atriceps* é considerada uma espécie praga associada a ambientes perturbados e conhecida por causar problemas em apiários e equipamentos eletrônicos (Campos-Farinha, 2005).

Dorymyrmex sp. pertence a um gênero característico de ambientes áridos e semi-áridos com pequena cobertura vegetal, nidifica diretamente no solo (Cuezzo, 2003) e pode ser encontrada comumente em restingas herbáceas (Cereto, 2011). No presente estudo, foi registrada em um local de encontro entre a floresta de mangue de pequena estatura com a restinga herbácea adjacente ao mar.

Ulysséa *et al.* (2011) registraram a espécie *Nesomyrmex vicinus* apenas no oeste do Estado de Santa Catarina. Nosso estudo mostra um aumento na abrangência da distribuição da espécie, sendo pela primeira vez registrada no litoral do Estado.

Algumas espécies de formigas vivem em íntima associação com o homem e são distribuídas mundialmente através do comércio, por isso receberam a denominação de formigas andarilhas (“tramp species”) (Ulloa-Chacon & Cherix, 1990; Campos-Farinha, 2005). *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata* são associadas à perturbação ambiental (Holway *et al.*, 2002) e nesse estudo ambas as espécies foram encontradas somente em uma área intermediária do manguezal do Rio Itacorubi, um manguezal localizado em meio a ocupações humanas e que vem sofrendo diversos efeitos antrópicos há décadas. *Tetramorium bicarinatum* é uma espécie exótica e *Wasmannia auropunctata* é altamente oportunista e competitiva, e prolifera em ambientes submetidos a estresse (Delabie, 1988; Conceição *et al.*, 2000).

As espécies consideradas indicadoras devem fornecer informações sobre o estado do ambiente ou sobre outros grupos

taxonômicos. Essas espécies podem responder de maneira distinta as perturbações do ambiente. Determinadas espécies podem ser favorecidas pela degradação (como as espécies denominadas “tramp species”, como *Wasmannia auropunctata* e *Tetramorium bicarinatum*) ou serem negativamente influenciadas por ela.

Três espécies mostraram-se bioindicadoras para os manguezais estudados, porém não indicaram os diferentes níveis de impacto humano: *Pheidole* sp. como indicadora para o manguezal do Itacorubi e *Crematogaster* sp.8 e *Solenopsis* sp.2 para o manguezal de Carijós. Todas ocorreram exclusivamente nos locais onde são consideradas indicadoras. Espécies indicadoras podem indicar probabilidade de perturbação ou poluição (espécies tipo exploradoras) ou mostrar respostas a mudanças ambientais (detectoras) (McGeoch, 1998).

O gênero *Pheidole* já foi utilizado como indicador em estudos comparativos entre áreas no Brasil (Benson & Brandão, 1987; Moutinho, 1991). Ainda que exista dificuldade na identificação das formigas desse gênero e dos outros dois encontrados como indicadores no presente estudo, Silva & Brandão (1999) defendem que isso não significa que esses grupos não possam ser utilizados como bioindicadores.

No presente trabalho, foi possível observar que algumas espécies de formigas foram encontradas somente em uma espécie de vegetação de mangue (*Brachymyrmex* sp., *Crematogaster* sp.6, *Linepithema iniquum*, *Nesomyrmex vicinus*, *Pheidole* sp., *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata* apenas em árvores de *Avicennia schaueriana* e *Camponotus atriceps*, *Pseudomyrmex* sp. e *Cephalotes pinelii* apenas em árvores de *Laguncularia racemosa*), o que pode ser explicado como uma preferência ou oportunismo dessas formigas por determinadas espécies típicas de florestas de mangue no sul do Brasil.

Os invertebrados, como as formigas, têm forte impacto sobre as árvores de mangue, e sua biodiversidade tem um papel importante nos aspectos chave de controle dos sistemas de manguezal, como funções ecológicas e biogeoquímicas (Bouillon *et al.*, 2008). Freitas *et al.* (2004) salientam que os estudos que contêm levantamento de espécies e produção de listas taxonômicas são fundamentais para embasar pesquisas científicas e projetos de conservação. Lewinsohn & Prado (2000) destacam a preocupação com a escassez de inventários e o pequeno número de estudos publicados sobre ecossistemas de interfaces terra-água, como restingas e manguezais. Essa preocupação é ainda mais justificável dado o fato de que esses ecossistemas estão sendo destruídos por ocupações ou sofrendo forte interferência a uma grande velocidade.

Devido a sua proximidade com centros populacionais, mangues têm sido historicamente locais de tratamento de esgoto.

Embora a hipótese de que a riqueza de espécies de formigas seja relacionada ao impacto humano em manguezais não ter sido provada no presente estudo, a complexidade do ambiente, representada através de variáveis de estrutura da vegetação, foi parcialmente relacionada à riqueza de espécies de formigas, ou seja, ambientes mais densos quanto à vegetação suportaram comunidades de formigas mais ricas em espécies. Além disso, espécies consideradas pragas ou exóticas invasoras, como *Crematogaster curvispinosa*, *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata*, foram registradas em locais que apresentaram vestígios de impacto humano, como presença de lixo e trilhas abertas permanentemente. Tendo em vista que a mirmecofauna de manguezal é exclusivamente arborícola nos manguezais brasileiros já estudados, é compreensível que a estrutura da vegetação seja o fator determinante na comunidade de formigas na ilha.

Os locais com diferentes níveis de impacto nos manguezais da Ilha de Santa Catarina demonstraram diferenças quanto à cobertura de dossel e impacto humano, entretanto essa diferença não foi suficiente para refletir na riqueza de espécies de formigas. Considerando-se que a ocupação urbana na Ilha de Santa Catarina aumentou rapidamente em curto período de tempo, que esse tempo pode não ter sido suficiente para a comunidade de formigas responder ao impacto emergente e que as formigas podem ter fortes efeitos sobre a distribuição e abundância de outros organismos (Majer, 1986; Offenber *et al.*, 2004, 2005, 2006; Philpott *et al.*, 2005; Trager & Bruna, 2006; Dejean *et al.*, 2007, 2008), sugere-se que futuros estudos a longo prazo sejam feitos para verificar se a comunidade de formigas responderá ao impacto humano e para confirmar o uso das espécies consideradas indicadoras nos manguezais da Ilha de Santa Catarina. Além disso, sugere-se que sejam realizados novos estudos em larga-escala que levem em consideração a vegetação de outros manguezais da ilha.

CONCLUSÕES GERAIS

Com o presente trabalho, aumentamos o conhecimento sobre a mirmecofauna de manguezais na Ilha de Santa Catarina. Os manguezais da ilha já vêm sendo objeto de estudos quanto à vegetação e invertebrados, entretanto esse é o segundo estudo sobre as formigas nessas formações.

Apesar de as áreas amostradas apresentarem diferenças quanto ao nível de impacto humano sofrido, a riqueza de formigas não foi relacionada a esse impacto. Por outro lado, a composição de espécies de formigas diferiu entre as áreas de manguezal (Carijós, Itacorubi, Tapera).

Assim sendo, espécies consideradas pragas ou exóticas invasoras, como *Tetramorium bicarinatum* e *Wasmannia auropunctata*, foram registradas somente em locais mais impactados, como o manguezal do Rio Itacorubi, localizado em meio à urbanização da Ilha de Santa Catarina e que vem sofrendo os efeitos do crescimento urbano, tais quais lançamento de esgoto, lixo e aterramento.

Diversas espécies foram registradas uma única vez, como *Brachymyrmex* sp.. Algumas espécies foram registradas somente em uma espécie de floresta de mangue, como *Linepithema iniquum* em árvores de *Avicennia schaueriana*.

A riqueza de espécies de formigas foi relacionada à complexidade do ambiente de manguezal, representada pela estrutura da vegetação através da densidade de árvores. Ambientes mais densos em termos de vegetação apresentaram as maiores riquezas de espécies de formigas.

Além disso, destacamos o registro de *Nesomyrmex vicinus* pela primeira vez no litoral do Estado de Santa Catarina, visto que somente havia sido registrada no oeste do Estado.

Trabalhos em locais protegidos, como os ecossistemas de manguezais, são de extrema importância para a manutenção de áreas de preservação e dão suporte para a criação de unidades de conservação e políticas públicas.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, E.S. & LEVINGS, S.C. 1987. Territory size and population limits in mangrove termites. *Journal of Animal Ecology*, 56: 1069–1081.
- AGOSTI, D. & ALONSO, L.E. 2000. The All protocol: a standard protocol for collection of ground-dwelling ants. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO L.E.; SCHULTZ, T. (Eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Institution Smithsonian Press: Washington, p. 204-206.
- ALONGI, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29 (3): 331–349.
- ALONGI D.M. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76: 1–13.
- ALONSO, L.E. 2000. Ants as indicators of diversity. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L.E.; SCHULTZ, T.R. (Eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institute Press: Washington, p. 122-144.
- ANDERSEN, A.N. 2008. Not enough niches: non-equilibrial processes promoting species coexistence in diverse ant communities. *Austral Ecology*, 33: 211–220.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO Jr, O.; AMARAL, B.D. 2006. Short-term effects of reduced impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232 (1): 26-35.
- BENSON, W.W. & BRANDÃO, C.R.F. 1987. *Pheidole* diversity in the humid tropics: a survey from Serra dos Carajás, Pará, Brasil. In: EDER, J. & REMBOLD, H. (Eds). *Chemistry and Biology of Social Insects*. Proceedings, International Congress of IUSI, X, Munique, Verlag & J. Peperny Ed., p. 593-594.
- BENSON, W.W. & HARADA, A.Y. 1988. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera, Formicidae). *Acta Amazonica*, 18 (3-4): 275-289.

BESTELMEYER, B.T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L.E.; BRANDÃO, C.R.F.; BROWN, W.J.; DELABIE, J.H.C.; SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L.E.; SCHULTZ, T.R. (Eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution Press, p. 122-144.

BLUTHGEN, N.; VERHAAGH, M.; GOITÍA, W. 2000. Ant nests in tank bromeliads – an example of non-specific interaction. *Insectes Sociaux*, 47: 313-316.

BOLTON, B. 1995. A taxonomic and zoogeographical census of the extant ant taxa (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Natural History*, 29: 1037-1056.

BOLTON, B.; ALPERT, G.; WARD, P.S.; NASKRECKI, P. 2007. *Bolton's Catalogue of Ants of the World: 1758-2005*. Harvard University Press, Cambridge. [CR-ROM]

BONNET, A. & LOPES, B.C. 1993. Formigas de dunas e restingas da Praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC (Insecta: Hymenoptera). *Biotemas*, 6 (1): 107-114.

BOUILLON, S., CONNOLLY, R.M., LEE, S.Y., 2008. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: recent insights from stable isotope studies. *Journal of Sea Research*, 59: 44–58.

BROWER, J.; ZAR, J.H.; VON ENDE, C.N. 1990. *Field and laboratory methods for general Ecology*. 4ed. W.C. Brown Publishers: Michigan University. 237 p.

BYRNE, M.M. 1994. Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica*, 26 (1): 61–70.

CALLEGARI-JACQUES, S. 2003. *Bioestatística, princípios e aplicações*. Artmed: Porto Alegre. 254 p.

CAMPOS-FARINHA, A.E.C.; BUENO, O.C.; KATO, L.M. 2002. As formigas urbanas no Brasil: retrospecto. *Biológico*, 64: 129-133.

CAMPOS-FARINHA, A.E.C. 2005. Urban pest ants of Brazil (Hymenoptera: Formicidae). In: LEE, C.Y. & ROBINSON, W.H. (Eds). *Proceedings of the 5th International Conference on Urban Pests*, Suntec, Singapore, 10-13 July 2005. Perniagaan Ph'ng, Malaysia, p. 81-84.

CANNICCI, S.; BURROWS, D.; FRATINI, S.; SMITH III, T.J.; OFFENBERG, J.; DAHDOUN-GUEBAS, F. 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89: 186–200.

CARDOSO, D.C. 2009. *Determinantes de comunidades de formigas em restinga*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Entomologia da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 82 p.

CARDOSO, D.C.; SOBRINHO, T.G.; SCHOEREDER. 2010. Ant community composition and its relationship with phytophysiognomies in a Brazilian Restinga. *Insectes Sociaux*, 57 (3): 293-301.

CARVALHO, K.S. & VASCONCELOS, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, 91: 151-158.

CERETO, C.E. 2011. *Aspectos ecológicos da mirmecofauna em comunidades de restingas na ilha de Santa Catarina, sul do Brasil: composição, densidade de espécies e influência de fatores ambientais*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 141 p.

CERDÁ, X.; RETANA, J.; MANZANEDA, A. 1998. The role of competition by dominants and temperature in the foraging of subordinate species in Mediterranean ant communities. *Oecologia*, 117: 404–412.

CHELSEL, D.; DUFOUR, A.B.; THIOULOUSE, J. 2004. The ade4 package-I- One-table methods. *R. News*, 4: 5-10.

CLAY, R.E. & ANDERSEN, A.N. 1996. Ant fauna of a mangrove community in the Australian seasonal tropics, with particular reference to zonation. *Australian Journal of Zoology*, 44: 521-533.

- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E, Plymouth.
- COGNI, R. & FREITAS, A.V.L. 2002. The ant assemblage visiting extrafloral nectaries of *Hibiscus pernambucensis* (Malvaceae) in a mangrove forest in southeast Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 40: 373-383.
- COGNI, R., FREITAS, A.V.L.; OLIVEIRA, P.S. 2003. Interhabitat differences in ant activity on plant foliage: ants as extrafloral nectaries of *Hibiscus pernambucensis* in sandy and mangrove forests. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 107: 125-131.
- COLE, B.J. 1980. Repertoire convergence in two mangrove ants, *Zacryptocerus varians* and *Camponotus (Colobopsis)* sp. *Insectes Sociaux*, 27: 265-275.
- COLE, B.J. 1983a. Assembly of mangrove ant communities: patterns of geographical distribution. *Journal of Animal Ecology*, 52: 339-347.
- COLE, B.J. 1983b. Assembly of mangrove ant communities: colonization abilities. *Journal of Animal Ecology*, 52: 349-355.
- COLWELL, R.K. 2009. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.2. Link: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONCEIÇÃO, E.S.; NASCIMENTO, I.C.; DELABIE, J.H.C.; SANTOS, C.S. 2000. Comunidades de Formicidae do ecótono do Planalto Conquistense, Bahia, Brasil. In: *Encontro de Mirmecologia*, 15, Resumos. Londrina, p. 285-288.
- CONCEIÇÃO, E.S.; COSTA-NETO, A.O.; ANDRADE, F.P.; NASCIMENTO, I.C.; MARTINS, L.C.B.; BRITO, B.N.; MENDES, L.F.; DELABIE, J.H.C. 2006. Assembléias de Formicidae da serapilheira como bioindicadores da conservação de remanescentes de Mata Atlântica no extremo sul do Estado da Bahia. *Sitientibus Série Ciências Biológicas*, 6 (4): 296-305.

CORRÊA, M.M.; FERNANDES, W.D.; LEAL, I.R. 2006. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal sul matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. *Neotropical Entomology*, 35: 724-730.

CUEZZO, F. 2003. Subfamilia Dolichoderinae. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.), *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Instituto Humboldt: Bogotá. p. 291-297.

DEJEAN, A. & CORBARA, B. 2003. A review of mosaics of dominant ants in rainforests and plantations. In Y. BASSET, V. NOVOTNY, S. E. MILLER, AND R. L. KITCHING. (Eds). *Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press: Cambridge. p. 341-347.

DEJEAN, A.; DUROU, S.; OLMSTED, I.; SNELLING, R.R.; ORIVEL, J. 2003. Nest site selection by ants in a flooded Mexican mangrove, with special reference to the epiphytic orchid *Myrmecophila christinae*. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 325-331.

DEJEAN, A.; CORBARA, B.; ORIVEL, J.; LEPONCE, M. 2007. Rainforest canopy ants: the implications of territoriality and predatory behavior. *Functional Ecosystems and Communities*, 1: 105-120.

DEJEAN, A.; DJIETO-LORDON, C.; CEREGHINO, R.; LEPONCE, M. 2008. Ontogenetic succession and the ant mosaic: an empirical approach using pioneer trees. *Basic Applied Ecology*, 9: 316-323.

DELABIE, J.H.C. 1988. Ocorrência de *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) em cacauais na Bahia. *Revista Theobroma*, 18 (1): 29-37.

DELABIE, J.H.C.; OSPINA, M.; ZABALA, G. 2003. Relaciones entre hormigas y plantas: una introducción. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.), *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Instituto Humboldt: Bogotá. p. 167-180.

DELABIE, J.H.C.; 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*, 35 (5): 602-615.

DRAY, S. & DUFOUR, A.B. 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22 (4): 1-20.

DRAY, S.; DUFOUR, A.B.; CHESSEL, D. 2007. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. *R News*. 7 (2): 47-52.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 (3): 345-366.

DUKE, N.C.; MEYNECKE, J.; DITTMANN, S.; ELLISON, A.M.; ANGER, K.; BERGER, U.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; EWEL, K.C.; FIELD, C.D.; KOEDAM, N.; LEE, S.Y.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; DAHDOUN-GUEBAS, F. 2007. A world without mangroves? *Science*, 317: 41-42.

DUNN, R.R. 2004. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. *Forest Ecology and Management*, 191 (1-3): 215-224.

ELLISON, J.C. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using sediment cores and pollen analysis: a review. *Aquatic Botany*, 89: 93-104.

EPAGRI [Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina]. 2007. *Mapa Digital das Unidades Hidrográficas do Estado de Santa Catarina*. [meio digital].

FAO [Food and Agriculture Organization]. 2007. *The world's mangroves 1980-2005*. Organization: Rome. [meio digital].

FEITOSA, R.S.M. & RIBEIRO, A.S. 2005. Mirmecofauna (Hymenoptera, Formicidae) de serrapilheira de uma área de Floresta

Atlântica no Parque Estadual da Cantareira – São Paulo, Brasil. *Biotemas*, 18 (2): 51-71.

FREITAS, A.V.L.; FRANCINI, R.B.; BROWN Jr., K.S. 2004. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora UFPR: Curitiba, p. 125-151.

GILPIN, M.E. & HANSKI, I.A. 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L.L. 2010. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154-159.

GOMES, J.B.V.G.; BARRETO, A.C.; FILHO, M.M.; VIDAL, W.C.L; COSTA, J.L.S; OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2010. Relações entre atributos do solo e atividade de formigas em restingas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 34: 67-78.

GOTELLI, N.J. & ELLISON, A.M. 2002. Assembly rules for New England ant assemblages. *Oikos*, 99: 591–599.

GROOMBRIDGE, B. & JENKINS, M.D. 2002. *World atlas of biodiversity: Earth's living resources in the 21st century*. World Conservation Monitoring Centre, United Nations Environment Programme [UNEP]. University of California Press: Berkeley. [meio digital].

HEIBERGER, R.M. 2013. *HH: Statistical Analysis and Data Display: Heiberger and Holland*. R package version 2.3-42. <http://CRAN.R-project.org/package=HH>.

HILL, J.G.; SUMMERVILLE, K.S. & BROWN, R.L. 2008. Hábitat Associations of ant species (Hymenoptera: Formicidae) in a

heterogeneous Mississippi landscape. *Environmental Entomology*, 37 (2): 453-463.

HOLWAY, D.A.; LACH, L.; SUAREZ, A.V.; TSUTSUI, N.D.; CASE, T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 181–233.

HUBER, M.V. 2004. *Estudo comparativo de três projetos de restauração de áreas degradadas de manguezais da Grande Florianópolis, SC*. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 255 p.

HURLEY, C. 2012. *Gclus: Clustering Graphics*. R package version 1.3.1. <http://CRAN.R-project.org/package=gclus>.

IBAMA [Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis]. 2003. *Plano de manejo da Estação Ecológica de Carijós*. Florianópolis: IBAMA. [meio digital].

IPUF [Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis]. 2004. *Atlas do município de Florianópolis*. Florianópolis: Prefeitura Municipal. [meio digital].

JOHNSTONE, M. 1981. Consumption of leaves by herbivores in mixed mangrove stands. *Biotropica*, 13: 252-259.

KATHIRESAN, K. & BINGHAM, B.L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 1-145.

KOHLER, K.E. & GILL, S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32 (9): 1259-1269,

LALIBERTÉ, E. & LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91: 299-305.

LALIBERTÉ, E. & SHIPLEY, B. 2011. *FD*: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-11.

LEAL, I.R. & LOPES, B.C. 1992. Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas*, 5 (1): 107-122.

LEAL, I.R.; FERREIRA, S.O.; FREITAS, A.V.L. 1993. Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil. *Biotemas*, 6 (2): 42-53.

LEAL, I.R. 2003. Diversidade de formigas. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Eds.), *Ecologia e conservação da caatinga*. Ed. Universitária da UFPE: Recife. p. 435-462.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1997. *Numerical Ecology*, 2nd ed. Elsevier: Amsterdam. 852 p.

LEGENDRE, P. & GALLAGHER, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271–280.

LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P.J., CHASE, M., HOOPES, M.F. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601- 613.

LEVINGS, S.C. & ADAMS, E.S. 1984. Intra- and interspecific territoriality in *Nasutitermes* (Isoptera: Termitidae) in a Panamanian mangrove forest. *Journal of Animal Ecology*, 53: 705–714.

- LEVINGS, S.C. & TRANIELLO, J.F.A. 1981. Territoriality, nest dispersion, and community structure in ants. *Psyche*, 88: 265-319.
- LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2000. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Relatório final. Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Instituto de Biologia: Campinas. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/sbf/chm/relpub.html>
- LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R.K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83 (3): 689–702.
- LOPES, B.C. & LEAL, I.R. 1991. Levantamento preliminar de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação em um trecho de mata atlântica, Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas*, 4 (2): 51-59.
- MACEDO, R.K. 1994. *Gestão ambiental: os instrumentos básicos para gestão de territórios e unidades produtivas*. ABES/AZOIS: Rio de Janeiro. 284 p.
- MAECHLER, M.; ROUSSEEUW, P.; STRUYF, A.; HUBERT, M.; HORNIK, K. 2013. *Cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 1.14.4.
- MAJER J.D. 1986. Utilizing economically beneficial ants. In: VINSON, S.B. (Ed). *Economic impact and control of social insects*. Praeger: New York. p. 314–331.
- MAJER, J.D.; DELABIE, J.H.C.; SMITH, M.R.B. 1994. Arboreal ant community patterns in Brazilian cocoa farms. *Biotropica*, 26 (1): 73–83.
- MASUTTI, M.B.; PANITZ, C.M.N.; PEREIRA, N.C.; TESTA, C.; TORRES, M.; TRIBBES, T. & WILHELM FILHO, D. 1998. Metais pesados e alterações nas defesas antioxidantes no marisco-do-mangue (*Mytella guianensis*) como indicadores da contaminação do manguezal

do Itacorubi (Florianópolis – SC). In: *Anais da XI Semana Nacional de Oceanografia*. Rio Grande, RS. p. 255-257.

MATOS, J.Z.; YAMANAKA, C.N.; CASTELLANI, T.T.; LOPES, B.C. 1994. Comparação da fauna de formigas de solo em área de plantio de *Pinus elliottii* com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). *Biotemas*, 7 (1 e 2): 57-64.

McCUNE, B. & MEDFORD, J. 1997. *PC-ORD*. Multivariate analysis of ecological data, ver. 3.0 for Windows. MjM Software Design.

McGEOCH, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Review of the Cambridge Philosophical Society*, 73: 181-201.

MEYER, D. & BUCHTA, C. 2013. *Proxy*: Distance and Similarity Measures. R package version 0.4-10. <http://CRAN.R-project.org/package=proxy>.

MORAIS, H.C. & BENSON, W.W. 1988. Recolonização de vegetação de cerrado após queimada por formigas arborícolas. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48: 459-466.

MOUTINHO, P.R.S. 1991. *A relação entre clima e a composição e diversidade de faunas locais de formigas do gênero Pheidole Westwood (Hymenoptera: Formicidae) em áreas florestadas*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 104 p.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims & methods of vegetation ecology*. Wiley & Sons: New York. 547 p.

NIELSEN, M.G. 1997a. Nesting biology of the mangrove mud-nesting ant *Polyrhachis sokolova* Forel (Hymenoptera: Formicidae). *Insectes Sociaux*, 44: 15-21.

- NIELSEN, M.G. 1997b. Two specialized ant species, *Crematogaster (australis)* Mayr group) and *Polyrhachis sokolova* Forel, in Darwin Harbour mangroves. *Northwest Territory Natural Resources*, 15: 1-5.
- NIELSEN, M.G. 2000. Distribution of the ant (Hymenoptera: Formicidae) fauna in the canopy of the mangrove tree *Sonneratia alba* J. Smith in northern Australia. *Australian Journal of Entomology*, 39: 275-279.
- NIELSEN, M.G., CHRISTIAN, K., BIRKMOSE, D. 2003. Carbon dioxide concentrations in the nests of the mud-dwelling mangrove ant *Polyrhachis sokolova* Forel (Hymenoptera: Formicidae). *Australian Journal of Entomology*, 42: 357–362.
- NIELSEN, M.G., CHRISTIAN, K., HENRIKSEN, P.G., BIRKMOSE, D. 2006. Respiration by mangrove ants *Camponotus anderseni* during nest submersion associated with tidal inundation in Northern Australia. *Physiological Entomology*, 31: 120–126.
- OFFENBERG, J.; HAVANON, S.; AKSORNKOAE, S.; MACINTOSH, D.J.; NIELSEN, M.G. 2004. Observations on the ecology of weaver ants (*Oecophylla smaragdina* Fabricius) in a Thai mangrove ecosystem and their effect on herbivory of *Rhizophora mucronata* Lam. *Biotropica*, 36 (3): 344-351.
- OFFENBERG, J.; NIELSEN, M.G.; MACINTOSH, D.J.; HAVANON, S.; AKSORNKOAE, S. 2005. Lack of ant attendance may induce compensatory plant growth. *Oikos*, 111: 170-178.
- OFFENBERG, J.; NIELSEN, M.G.; MACINTOSH, D.J.; AKSORNKOAE, S.; HAVANON, S. 2006. Weaver ants increase premature loss of leaves used for nest construction in *Rhizophora* trees. *Biotropica*, 38 (6): 782–785.
- OKSANE, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O’HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; WAGNER, H. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-9. .

OLSON, D.M. 1991. A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera, Formicidae) in a tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica*, 23 (2): 166-172.

OZAKI, K., TAKASHIMA, S.; SUKO, O. 2000. Ant predation suppresses populations of the scale insect *Aulacaspis marina* in natural mangrove forests. *Biotropica*, 32: 764-768.

PANITZ, C.M.N. 1986. *Produção e decomposição de serapilheira no mangue do Rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil*. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil. 601 p.

PANITZ, C.M.N. & MASUTTI, M.B. 2000a. Contribuição, variação temporal e bioacumulação de metais pesados em *Spartina alterniflora* no manguezal do Itacorubi. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, Vitória, ES. p. 15.

PANITZ, C.M.N. & MASUTTI, M.B. 2000b. O impacto do lixo desativado para o manguezal do Itacorubi, Florianópolis, SC. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, Vitória, ES. p. 303-310.

PANITZ, C.M.N. & MASUTTI, M.B. 2000c. Variação temporal no teor de metais traço e contribuição anual da biomassa de *Spartina alterniflora* (Loiseleur, 1807), para a ciclagem de metais no manguezal do Itacorubi, Florianópolis, SC. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, Vitória, ES. p. 311-318.

PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 20: 289-290.

PHILPOTT S.M.; GREENBERG R.; BICHER P. 2005. The influence of ants on the foraging behavior of birds in an agroforest. *Biotropica*, 37: 468-471.

PMF [Prefeitura Municipal de Florianópolis]. 2000. *Agenda 21 local do município de Florianópolis: meio ambiente quem faz é a gente*. Prefeitura Municipal, Florianópolis. 244 p. [meio digital].

PMF [Prefeitura Municipal de Florianópolis]. 2002. *Decreto Municipal nº 1529, 8 de julho de 2002*. Prefeitura Municipal de Florianópolis, Brasil. [meio digital].

R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.

RATCHFORD, J.S.; WITTMAN, S.E.; JULES, E.S; ELLISON, A.M.; GOTELLI, N.J.; SANDERS, N.J. 2005. The effects of fire, local environment and time on assemblages in fens and forests. *Diversity and Distributions*, 11 (6): 487-497.

REITZ, R. 1961. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. *Sellowia*, 13: 17-117.

RIBAS, C.R. & SCHOEREDER, J.H. 2002. Are all ant mosaics caused by competition? *Oecologia*, 131: 606-611.

RIBAS, C. & SCHOEREDER, J.H. 2007. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazilian Pantanal. *Biodiversity and Conservation*, 16 (5): 1511-1520.

RIBAS, C.R.; SCHOEREDER, J.H.; PIE, M.; SOARES, S.M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28 (3): 305-314.

RIBEIRO, S. 1999. *Ocorrência e distribuição do “marisco-do-mangue” (Mytella falcata e Mytella guyanensis) na Ilha de Santa Catarina – SC*. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Graduação em Ciências

Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 70 p.

RICKLEFS, R.E. & SCHLUTER, D. 1993. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press: Chicago. 414 p.

ROBERTS, D.W. 2013. *Labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*. R package version 1.6-1. <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>

SÁNCHEZ-DALOTTO, R.A. 2003. *Estruturação de dados como suporte à gestão de manguezais utilizando técnicas de geoprocessamento*. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 242 p.

SANTOS, R.A & LOPES, B.C. 1996. Aspects of the ecology of ants (Hymenoptera: Formicidae) on the mangrove vegetation of Rio Ratonés, Santa Catarina Island, SC, Brazil. *Boletín de Entomología Venezolana*, N.S. 11: 123-133.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRÓN, G. 1986. *Guia de estudos de áreas de manguezal: estrutura, função e flora*. Caribbean Ecological Research: São Paulo. 150 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G.M. 1993. Mangroves of arid environments of Latin America. 1993. In: H. Lieth and A. Al Masoom (Eds), *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*. Kluwer Academic Publishers: Netherlands, 1: 107 – 116.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R.R.; CAMARGO, T. M. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13 (2): 204-218.

SILVA, R.R. & BRANDÃO C.R.F. 1999. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da

biodiversidade de outros invertebrados terrestres. *Biotemas*, 12 (2): 55-73.

SIMBERLOFF, D.S. & WILSON, E.O. 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. *Ecology*, 50: 278-296.

SOARES, S.M.; SCHOEREDER, J.H.; SOUZA, O. 2001. Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Austral Ecology*, 26: 187-192.

SOBERÓN, J. & PETERSON, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity informatics*, 2:1-10.

SOBERÓN, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10:1115-1123.

SOBERÓN, J. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography*, 33:159-167.

SOBRINHO, T. & SCHOEREDER, J.H. 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 16 (5): 1459-1470.

SORIANO-SIERRA, E.J. 1993. *Caracterização ecológica dos biótopos e sua ocupação pelas comunidades vegetais no Manguezal de Itacorubi (Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil)*. Florianópolis. Trabalho de Concurso Público de Professor Adjunto, UFSC. 124 p.

SOUTHWOOD, T.R.E. 1966. *Ecological methods*. Chapman & Hall: London, 524 p.

SOUZA, T.A.B.; CLEMENTE, G.; MOURA, F.; GARCIA, F.; FLYNN, M. 2006. Mapeamento de manguezal em Cananéia, São Paulo – Brasil. 2006. In: *Environmental And Health World Congress, 2006*, Santos. Anais... Santos.

SOUZA SOBRINHO, R.I.; BRESOLIN, A.; KLEIN, R.M.. 1969. Os manguezais na Ilha de Santa Catarina. *Insula*, (2): 1-21.

SOVERNIGO, M.H. 2009. Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC): uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novos estudos. *Oecologia Brasiliensis*, 13 (4): 575-595.

TANAKA, N., SASAKI, Y., MOWJOOD, M.I.M., JINADASA, K.B.S.N.; HOMCHUEN, S., 2007. Coastal vegetation structures and their functions in tsunami protection: experience of the recent Indian Ocean tsunami. *Landscape Ecology and Engineering*, 3: 33-45.

TAVARES, A.A.; BISPO, P.C.; ZANZINI A.C.S. 2001. Comunidades de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em áreas de *Eucalyptus cloeziana* (F. Muell) e de vegetação nativa numa área de cerrado. *Revista Brasileira de Entomologia*, 45: 251-256.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.

TOMLINSON, P. B. *The botany of mangroves*. 1986. Cambridge University Press: Cambridge. 419 p.

TORRES, M.A.; TESTA, C.P.; GÁSPARI, C.; MASUTTI, M.B.; PANITZ, C.M.N.; CURI-PEDROSA, R.; DE ALMEIDA, E.A.; MASCIO, P.D.; WILHELM FILHO, D. 2002. Oxidative stress in the mussel *Mytella guyanensis* from polluted mangroves on Santa Catarina Island, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 923-932.

TRAGER M.D. & BRUNA E.M. 2006. Effects of plant age, experimental nutrient addition and ant occupancy on herbivory in a neotropical myrmecophyte. *Journal of Ecology*, 94: 1156-1163.

TRINDADE, L.C. 2009. *Os manguezais da Ilha de Santa Catarina frente à antropização da paisagem*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 223 p.

ULLOA-CHACON, D., & CHERIX, D. 1990. The little fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae). In: VANDER MEER, R.K.; JAFFE, K.; CEDENO, A. (Eds). *Applied myrmecology: a world perspective*. Westview press: Boulder. p. 281-289.

ULYSSEA, M.A.; CERETO, C.E.; ROSUMEK, F.B.; SILVA, R.R.; LOPES, B.C. 2011. Updated list of ant species (Hymenoptera, Formicidae) recorded in Santa Catarina State, southern Brazil, with a discussion of research advances and priorities. *Revista Brasileira de Entomologia*, [online]. 55 (4): 603-611.

UNEP [United Nations Environment Programme]. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press: Cambridge. 1140 p.

VALIELA, I.; BOWEN, J.L.; YORK, J.K., 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience Journal*, 51: 807-815.

VANNUCCI, M. 1999. *Os manguezais e nós*. Edusp: São Paulo. 233 p.

VASCONCELOS, H.L.; VILHENA, J.M.S.; CALIRI, G.J.A. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 508-515.

VITAL, M.R. 2007. *Diversidade de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em praças urbanas de Juiz de Fora, MG*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG. 71 p.

WANG, C.; STRAZANAC, J.S & BUTLER, L. 2001. Association between ants (Hymenoptera: Formicidae) and habitat characteristics in oak-dominated mixed forests. *Environmental Entomology*, 30 (5): 842-848.

WHITAKER, D. & CHRISTMAN, M. 2010. *Clustsig*: Significant Cluster Analysis. R package version 1.0. <http://CRAN.R-project.org/package=clustsig>.

WILSON, E.O. 1976. Which are the most prevalent ant genera? *Studia Entomologica*, 19 (1-4): 187-200.

WILSON, D.S. 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology*, 73, 1984–2000.

ZAR, J.H.. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall: Upper Saddle River, New Jersey. 662 p.

ANEXOS

Figura A - Ambiente Conservado do manguezal da Tapera, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. (Foto = Maurício, L.S.).



Figura B - Ambiente intermediário do manguezal de Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. Nota-se uma pequena quantidade de lixo (Foto = Maurício, L.S.).



Figura C - Ambiente com maior impacto humano no manguezal de Carijós, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC. É possível observar presença de esgoto a céu aberto e grande quantidade de lixo (Foto = Maurício, L.S.).

