



ECOLOGIA DE CAMPO

Estudos ecológicos na Baía Babitonga

ORGANIZADORES

Suelen Maria Beeck da Cunha

Fabiano Faga-Pacheco

Aurea Luiza Lemes da Silva

Luis C.P. de Macedo Soares

Thiago Cesar Lima Silveira

Renato Hajenius Aché de Freitas

ECOLOGIA DE CAMPO
Estudos ecológicos na Baía Babitonga

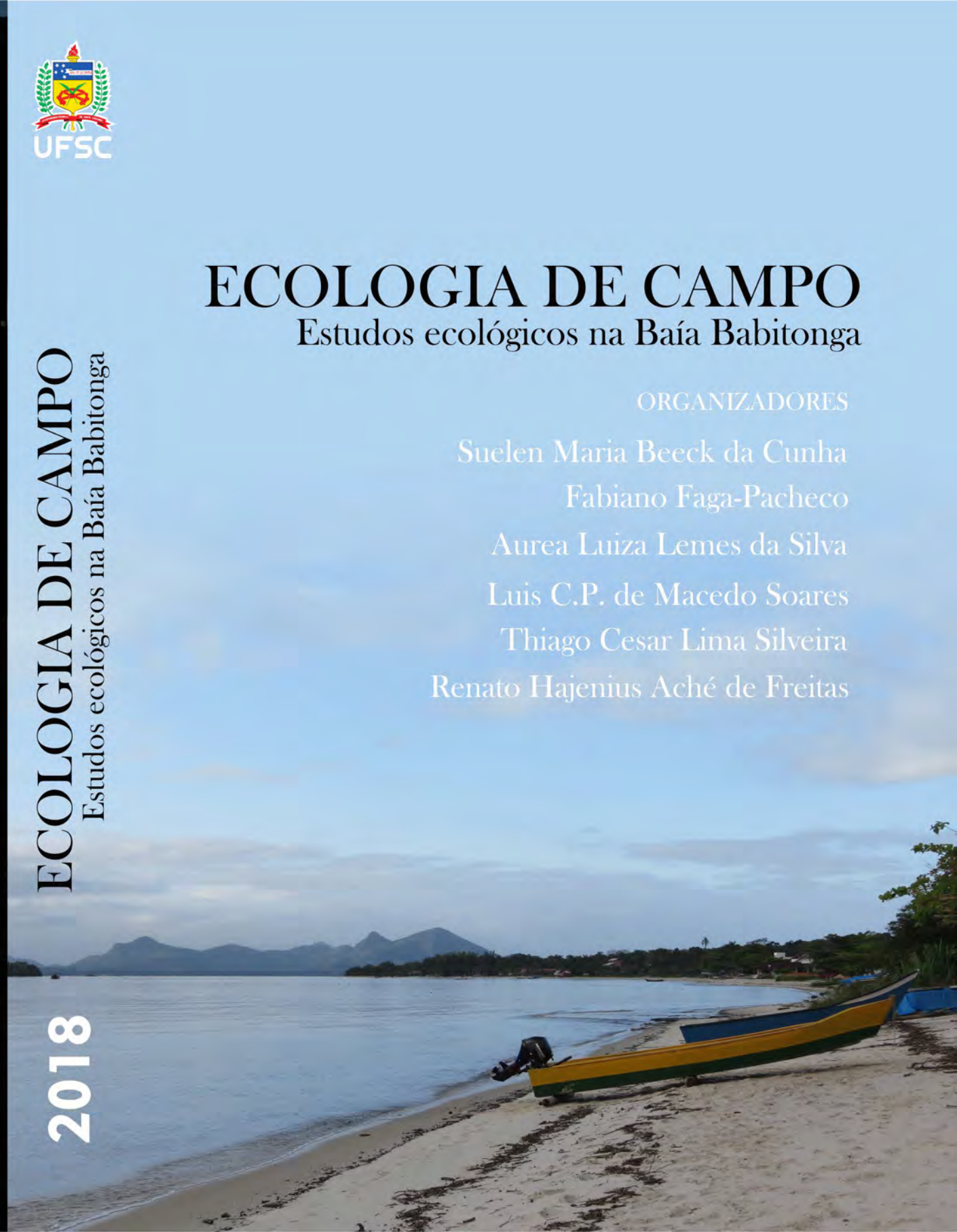
2018



ecologia
Pós-Graduação



ISBN: 978-65-80460-34-2



Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ecologia de Campo: Estudos Ecológicos na Baía Babitonga

Organizadores

Suelen Maria Beeck da Cunha

Fabiano Faga-Pacheco

Aurea Luiza Lemes da Silva

Luis C. P. de Macedo-Soares

Thiago Cesar Lima Silveira

Renato Hajenius Aché de Freitas

Florianópolis

Universidade Federal de Santa Catarina

UFSC

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB – UFSC
Copyright © 2019 – PPG Ecologia UFSC

Impresso no Brasil / *Printed in Brazil*

Diagramação: Thiago Cesar Lima Silveira

Capa: Eric Zettermann Dias de Azevedo

Ilustração da folha de rosto: Natália Hanazaki, Bianca M. Villa, Mauricio Cantor,
Thiago C. L. Silveira e Eric Zettermann Dias de Azevedo (montagem)

Fotos: Bianca M. Villa (capa), Fabiano Faga-Pacheco (contra-cap), Bianca M. Villa
(sessão módulo aquático), Eric Zettermann Dias de Azevedo (sessão módulo
terrestre), Thiago Matheus J. Fiuza (sessão projetos livres)

Revisão: Autores e Organizadores

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Universidade Federal de Santa
Catarina - Bibliotecário Jonathas Troglio - CRB 14/1093

E19

Ecologia de campo : estudos ecológicos na Baía Babitonga / organizadores,
Suelen Maria Beeck da Cunha...[et al.]. – Florianópolis : CCB/UFSC,
2019.
408 p. : il., gráf., tab., mapa.

Inclui bibliografia.
ISBN 978-65-80460-34-2

1. Ecologia - Santa Catarina. 2. Ecossistemas – Santa Catarina.
3. Biodiversidade – Santa Catarina. I. Cunha, Suelen Maria Beeck da.

CDU: 574(816.4)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Centro de Ciências Biológicas
Campus Universitário, Trindade, Florianópolis, SC, Brasil
CEP 88010-970
ppgecologia@contato.ufsc.br
<http://poseco.ufsc.br>

Ecologia de Campo: Estudos Ecológicos na Baía Babitonga





Discentes

Bianca Minink Villa [PPG Ecologia, UFSC]

Caio Bozzo Barbieri [PPG Ecologia, UFSC]

Eric Zettermann Dias de Azevedo [PPG Ecologia, UFSC]

Fabiano Faga-Pacheco [PPG Ecologia, UFSC]

Felippe Luiz Dalpiaz [PPG Ecologia, UFSC]

Helen Alves de Assis [PPG Ecologia, UFSC]

Jhoan Sebastian Mora Rave [PPG Recursos Genéticos Vegetais, UFSC]

Julia Cavalli Pierry [PPG Ecologia, UFSC]

Lucas Eugenio Fontana [PPG Ecologia, UFSC]

Marcelo Schuler Crivellaro [PPG Ecologia, UFSC]

Mariah Wuerges [PPG Ecologia, UFSC]

Samara Leopoldino Danielski [PPG Ecologia, UFSC]

Suelen Maria Beeck da Cunha [PPG Ecologia, UFSC]

Talita Rosa Otilia Simões [PPG Ecologia, UFSC]

Thiago Matheus Jantsch Fiuza [PPG Ecologia, UFSC]

Docentes

Professores responsáveis

Prof. Dr. Nivaldo Peroni [ECZ, UFSC]

Prof. Dr. Renato Hajenius Aché de Freitas [ECZ, UFSC]

Profa. Dra. Bárbara Segal [ECZ, UFSC]

Professores participantes

Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva [Pós-doutoranda, PPG Ecologia, UFSC]

Prof. Dr. Eduardo L. Hettwer Giehl [ECZ, PPG Ecologia, UFSC]

Prof. Dr. Elisandro Ricardo Drechsler dos Santos [BOT, UFSC]

Prof. Dr. Guilherme Renzo Rocha Brito [ECZ, UFSC]

Profa. Dra. Marta Jussara Cremer [ECZ, UFSC]

Dr. Maurício Cantor [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Profa. Dra. Michele de Sá Dechoum [ECZ, PPG Ecologia, UFSC]

Profa. Dra. Natalia Hanazaki [ECZ, UFSC]

Prof. Dr. Selvino Neckel Oliveira [ECZ, UFSC]

Dr. Thiago Cesar Lima Silveira [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Professores Convidados

Dr. Cláudio Rudolfo Tureck [Univille]

Ms. Dalzemira Anselmo da Silva Souza [Museu Arqueológico de Sambaqui]

Dr. Diogo Henrique Costa-Rezende [BOT/CCB/UFSC]

Dra. Dione da Rocha Bandeira [Univille]

Dr. Emerson Luiz Gumboski [Univille]

Dr. João Carlos Ferreira de Melo Junior [Univille]

Ms. Renan Paitach [Doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Dra. Kalina M. Brauko [Pós-doutoranda, PPG Oceanografia, UFSC]

Apresentação

É com imensa satisfação que apresento aos leitores o décimo primeiro volume fruto do Curso de Ecologia de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina. Esse volume marca, também, o início da segunda década de existência do nosso programa de pós-graduação. Nos últimos dez anos o PPG Ecologia tem contribuído para o avanço científico da Ecologia brasileira e mundial e tem qualificado mestres e doutores que, pouco a pouco, estão fazendo diferença na construção da Ciência e da Ecologia.

Em 2008, a primeira edição do Curso de Ecologia de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia começou com um período de apenas 4 dias em campo, quando ficamos alojados no Parque Municipal da Lagoa do Peri, no sul da Ilha de Santa Catarina. Almejávamos ter um curso de Ecologia de Campo inspirado pelo formato dos cursos de Ecologia de Campo oferecidos na Amazônia, ou em outras localidades do país por programas de pós-graduação já consolidados, mas ao mesmo tempo precisávamos lidar com as limitações de um curso que estava iniciando e com a sempre tão presente falta de recursos financeiros. Nessa primeira edição do nosso Curso de Ecologia de Campo, aquele período curto, porém intenso, possibilitou o desenvolvimento de projetos de um dia orientados por diferentes docentes, tanto no ambiente de água doce da lagoa, como no ambiente terrestre e no ambiente marinho adjacentes. Assim como no ano seguinte, o período intensivo de projetos orientados foi complementado pelo desenvolvimento de projetos livres dos alunos, nas semanas que se seguiram. Alguns projetos livres foram desenvolvidos na área do próprio parque, incluindo a área de floresta primária, enquanto outros aconteceram em diferentes pontos da ilha de Santa Catarina.

Em 2010 passamos a permanecer por mais tempo no Parque Municipal da Lagoa do Peri, variando entre 11 e 14 dias de intensivo planejamento, coleta, análise de dados e redação de projetos de um dia. Com o início do doutorado, em 2011, o Curso

de Ecologia de Campo passou a ter também alunos doutorandos, e um novo desafio de atender também à formação acadêmica nesse outro nível. Em 2015 resolvemos subir a serra: além da Lagoa do Peri, o Curso de Ecologia de Campo incorporou um período em área de Floresta Ombrófila Mista, no Parque Nacional de São Joaquim. As experiências de subir a serra foram repetidas em 2016 e 2017, realizando parte do curso na Lagoa do Peri e parte na área da Fazenda Reunidas Campos Novos, em Bom Retiro-SC, anexa à Reserva Particular de Patrimônio Natural da Grande Floresta das Araucárias. Em 2018, mudamos o ambiente para a Baía Babitonga, numa importante parceria com a Univille, que disponibilizou as instalações do Centro de Estudos e pesquisas Ambientais - CEPA e possibilitou a participação de docentes daquela universidade. Ao longo desses anos, as parcerias com instituições como o Parque Municipal da Lagoa do Peri, a RPPN Grande Floresta e a Univille tem sido essenciais para o desenvolvimento do curso. É notável também a quantidade de informações científicas que são geradas para essas áreas a partir dos projetos desenvolvidos, ainda que estes sejam caracterizados por perguntas simples e períodos de coleta de dados muito rápidos e devam ser considerados com as devidas ressalvas.

Ao longo desses 11 anos, foram produzidos 250 capítulos dos livros do Curso de Ecologia de Campo, todos em formato de artigo, dois terços correspondendo a projetos orientados e um terço a projetos livres propostos pelos próprios alunos. Alguns desses projetos resultaram também em artigos científicos publicados em periódicos nacionais e internacionais, outros redirecionaram objetivos ou esclareceram questões metodológicas de projetos de dissertações de mestrado e teses de doutorado.

De todos estes capítulos, mais da metade (130) resultam de projetos em ambientes terrestres, 62 em ambientes marinhos e 59 em ambientes de águas continentais. Esses números refletem a diversidade de áreas e de abordagens do PPG Ecologia e também a grande quantidade de docentes que participaram da orientação dos projetos. Até o momento passaram pelo Curso de Ecologia de Campo 65 docentes, incluindo docentes credenciados no PPG Ecologia e docentes convidados da UFSC, de outras universidades do Brasil e do exterior e pós-doutorandos. Em média, a cada ano o PPG Ecologia mobiliza 13 docentes para participar das orientações dos projetos

e, ao considerarmos que em média são 15 alunos a cada turma da disciplina, percebemos a elevada proporção de professores por aluno. Essa alta proporção de docentes/discentes reflete uma característica muito particular dos cursos de Ecologia de Campo, que permitem uma formação intensiva dos alunos. Passaram pelos cursos de Ecologia de Campo do PPG Ecologia 165 acadêmicos, sendo 123 mestrandos, 32 doutorandos, incluindo também 11 alunos de outros PPGs em Ecologia e em áreas afins.

Há uma década ainda era uma realidade distante pensar em um curso de pós-graduação vinculado ao Departamento de Ecologia e Zoologia. Mais distante ainda, era pensar no oferecimento de uma disciplina de Ecologia de Campo que permitisse a experiência de imersão intensiva em campo. Hoje a concretização desses objetivos é percebida nos onze volumes dos livros do Curso de Ecologia de Campo, mas principalmente na formação dos egressos mestres e doutores do PPG Ecologia da UFSC. A segunda década do PPG Ecologia começa em um contexto de uma realidade quase distópica para a Ciência, para a Educação e para a área ambiental e socioambiental no Brasil. As tentativas de enfraquecer o desenvolvimento científico e o ensino público em todos os seus níveis são tanto explícitas como veladas; desleais e perversas. Nesses momentos, façamos ciência com resistência, persistência e resiliência. Vida longa à Ecologia brasileira, vida longa à Ciência!

Prof. Dra. Natalia Hanazaki
Universidade Federal de Santa Catarina
Departamento de Ecologia e Zoologia
ECOHE – Laboratório de Ecologia Humana e Etnobotânica

Florianópolis, 16 de maio de 2019

Agradecimentos

Esta obra marca os dez anos do curso de Pós-Graduação em Ecologia (POSECO) da Universidade Federal de Santa Catarina. Para muito além dessa década, esta obra materializa as experimentações, vivências e aprendizados de um novo ciclo de ecólogos. E, essas ações não seriam possíveis sem os esforços dos professores que, paixão e comprometimento, orientaram e auxiliaram os alunos, compartilhando de um conhecimento muito mais amplo do que a rotina de campo. Desta forma, os docentes e discentes do PPGECO, agradece à Universidade Federal de Santa Catarina e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro que possibilitou que o curso fosse realizado. Agradecemos também todo o esforço da bióloga Karla Scherer, na organização dos materiais para análise e coleta em campo e itens de primeiros socorros. Sua ajuda foi essencial para que os trabalhos ocorressem sem maiores dificuldades.

Somos gratos a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE), que concedeu o espaço físico para a realização desta edição do curso de campo. Durante o período de desenvolvimento das atividades, o CEPA nos abrigou e foi nossa base de trabalho e de convívio após cada intenso dia.

Agradecemos também os professores da UNIVILLE que foram peças-chaves para o desenvolvimento das pesquisas locais, proporcionando um ótimo entendimento dos processos locais de formação e estruturação da paisagem, das comunidades e das populações por nós estudadas. Aos professores Cláudio Tureck, Marta Cremer, Renan Paitach, João Carlos Ferreira de Melo Junior, Emerson Gumboski e Sidnei da Silva Dornelles nossos sinceros agradecimentos. Também somos gratos à bióloga Dalzemira Souza e a Dra. Dione Bandeira pela excelente palestra sobre a pré-história humana, fechando uma lacuna de informação sobre o passado de quem habitou o território brasileiro antes da colonização europeia.

Somos gratos aos funcionários do restaurante da Celinha e do Xoxa que preparou toda a alimentação durante os dias do curso de campo e compartilhou conosco o

compromisso com a diminuição da produção de resíduos sólidos, assim como, o uso de embalagens descartáveis. Para ecólogos em formação, é valioso que estabelecimentos comerciais compartilhem e vejam que é possível uma relação mais sustentável com o ambiente e com o planeta. Agradecemos também a comunidade de pescadores locais que foram atenciosos com os alunos em compartilhar de seu conhecimento ecológico local, permitindo-nos reconstruir em memórias sobre um ambiente mais prístino que o tempo não permite acessar.

Por fim, é essencial agradecer a cada um dos alunos que esteve presente, que se debruçou sobre perguntas e questionamentos ecológicos, e, assim, pôde nos proporcionar alguns tijolos a mais na escadaria do conhecimento que recém-começamos a levantar. Este livro é fruto de um trabalho intenso que, apenas nas atividades de campo, envolveu dezenas de pessoas durante duas semanas, isoladas em meio à exuberante Mata Atlântica lindeira às águas da Baía Babitonga. Sem cada uma delas, esta obra não seria possível e a elas agradecemos pelo engrandecimento pessoal e profissional.

Sumário

Discentes	V
Docentes	VI
Apresentação	VIII
Agradecimentos.....	XI
Área de Estudo: A Baía Babitonga e seu entorno	16
MÓDULO AQUÁTICO	31
Varição na composição da comunidade de aves e sua diversidade em diferentes regiões do estuário da Baía Babitonga	33
A estrutura da macrofauna bentônica é modificada pelas clareiras abertas no manguezal do Canal do Linguado, Baía Babitonga, SC?	44
A influência do tamanho de grupo e parâmetros ambientais na emissão de sons pulsados pelo boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) na Baía Babitonga.....	58
Particionamento da diversidade beta: estudo da macrofauna bêmica em um gradiente riacho-estuário	78
Recursos pesqueiros e poluição: percepção por moradores e pescadores na Baía Babitonga	90
MÓDULO TERRESTRE.....	105
Alien versus predador nativo: existe percepção de predação inata em aves de um fragmento de Mata Atlântica?	107

Influência da competição nas características da vocalização de <i>Physalaemus</i> aff. <i>signifer</i> (Amphibia: Anura)	135
Investigando métodos de descrição de comunidades de aves em remanescente de Floresta Ombrófila Densa	149
Influência da Declividade do Terreno na Riqueza e Composição da Comunidade de Macrofungos da Madeira de um Fragmento de Floresta Ombrófila Densa em São Francisco do Sul/SC ...	162
The Dark Side of the Plant: Plasticidade fenotípica foliar em <i>Psychotria nuda</i> (Rubiaceae).....	177
Eficiência de defesas físicas foliares de plantas lenhosas sobre a intensidade de herbivoria em dois estágios de regeneração florestal.....	195
Nada é por acaso: co-ocorrência sugere importância de interações ecológicas na estruturação da assembleia de líquens em Floresta Ombrófila Densa	214
Distribuição da comunidade de líquens folícolas ao longo de um gradiente altitudinal na mata Atlântica	238
Demandas conflitantes e competição intraespecífica em juvenis de <i>Clidemia urceolata</i> DC.	254
Povos de Sambaquis como engenheiros ecossistêmicos: influência do solo antrópico na estrutura florestal de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa em São Francisco do Sul/SC.....	264
PROJETOS LIVRES.....	281
<i>Lixus humanus</i> : uma espécie cosmopolita na Baía Babitonga	283

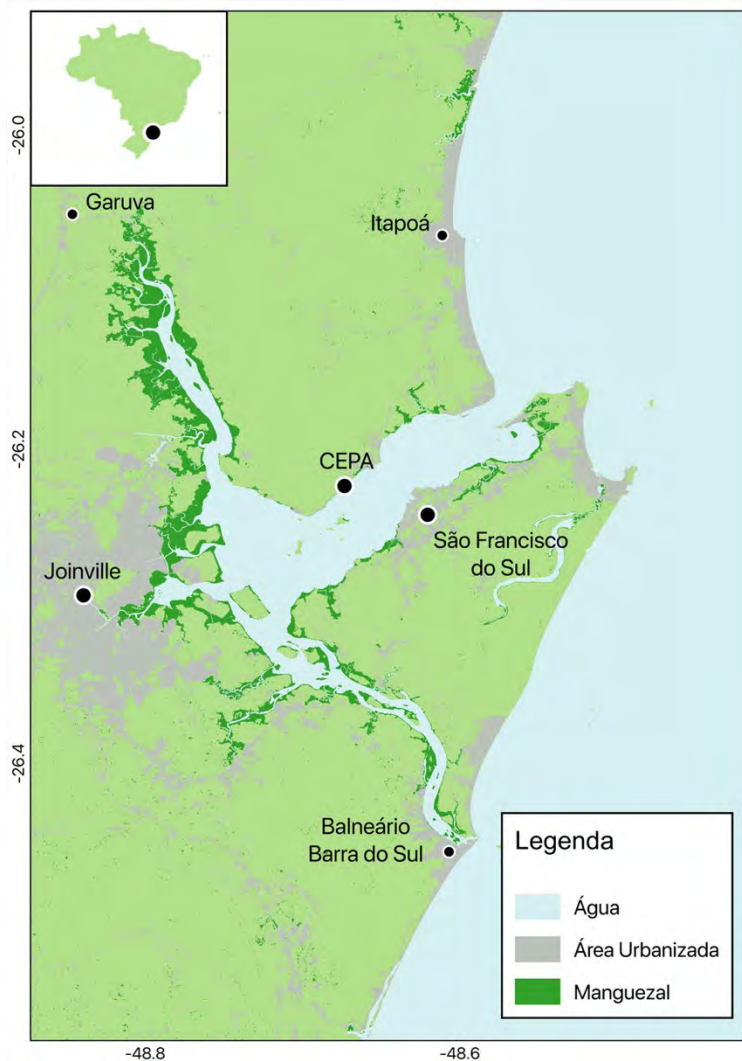
A riqueza sobe o morro: seria a composição das assembleias líquênicas em <i>Schizolobium parahyba</i> influenciada pela altitude?	297
Juntos somos mais? Macroinvertebrados aquáticos em fitotelmatas de <i>Vriesea</i> spp. (Bromeliaceae) agrupadas e isoladas	318
Fight like a bird: Competição por interferência de passeriformes frugívoros.....	332
Efeito da zonação sobre o recrutamento de <i>Laguncularia racemosa</i> em manguezais na Baía Babitonga.....	344
Influência da Área Foliar e da Altura dos Indivíduos na Quantidade de Dano causado por Herbivoria em Arbustos ...	363
Caranguejinho sai da toca: respostas espaciais do caranguejo <i>Uca</i> spp. (Decapoda; Ocypodidae) às variáveis ambientais em marismas e manguezais.....	376
Anexos	391

Área de Estudo: A Baía Babitonga e seu entorno

Suelen Maria Beeck da Cunha, Claudio Rudolfo Tureck, Dalzemira Anselmo da Silva Souza, Dione Bandeira, Fabiano Faga-Pacheco, João Carlos Ferreira de Mello Júnior e Marta Jussara Cremer

Localização

O Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) está localizado na Vila da Glória ($26^{\circ}02' - 26^{\circ}28' S$ e $48^{\circ}28' - 48^{\circ} 50' W$) Distrito do Saí, porção continental do município de São Francisco do Sul, litoral norte do estado de Santa Catarina, e compreende uma área de aproximadamente 4.900 ha. Limita-se ao sul e oeste com a Baía Babitonga e a leste com o município de Itapoá ($26^{\circ}12'30''S$ e $48^{\circ}42'36''W$) (Matias, 2005). Inaugurado em 1998, o CEPA foi criado como uma extensão da Universidade da Região de Joinville - Univille no Distrito do Saí e têm por objetivo dar apoio às atividades de campo relacionadas ao ensino, pesquisa e extensão para todos os cursos da universidade, bem como à comunidade externa. Este local é utilizado na capacitação de docentes para instituições de todos os níveis de ensino, públicas ou privadas, e permite a realização de estudos avançados de pesquisa e pós-graduação. Trata-se de um posto avançado e estratégico, permitindo que alunos, professores e pesquisadores saiam das salas de aula e de laboratórios e encontrem condições ideais para realizarem suas atividades.



Localização da Baía Babitonga e o Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais – CEPA
(Modificado de: Babitonga Ativa)

Geologia

As rochas que hoje ajudam a moldar a geomorfologia da Baía Babitonga advêm de diferentes períodos geológicos. As mais antigas, ao oeste do estuário, constituem-se de gnaisses granulíticos do Complexo Luís Alves, rochas metamórficas formadas há 2,6 bilhões de anos (Kaul & Teixeira, 1982). Erodidas e modificadas ao longo dos éons, em geral formam relevos aplainados e estão associados a quartzitos e formações ferríferas (Gonçalves & Kaul, 2003).

Há cerca de 500 a 600 milhões de anos atrás, esse complexo colidiu com outra massa de rocha, um microcontinente em terras onde hoje se localizam a Ilha de São Francisco do Sul, Vila da Glória e Itapoá. Essa massa era composta por migmatitos, gnaisses e granitóides cinzas, com idade entre 1,9 e 2,4 bilhões de anos, formando o Complexo Paranaguá (Fernandes, 1999; Gonçalves & Kaul, 2003). Esse choque estabeleceu uma linha de sutura bem pronunciada entre São Francisco do Sul e Joinville, com parte formando os principais rios e canais que drenam para o estuário, incluindo o Canal do Linguado. Desse processo, resultaram processos tectônicos e de vulcanismo riolítico (580 milhões de anos), que propiciaram a formação de tufos e derrames ácidos que geraram maciços graníticos da Suíte Intrusiva Serra do Mar, a noroeste (Kaul & Teixeira, 1982; Gonçalves & Kaul, 2003).

Relevo

O relevo da região da Baía Babitonga é formado basicamente por morros compostos por rochas pré-cambrianas e planícies quaternárias (Rosa, 2003). O riolito advindo da colisão entre os microcontinentes São Luís e Paranaguá emergiu principalmente a oeste, moldando o Planalto de São Bento do Sul. Já o relevo escarpado composto pela Serra do Mar, com suas formações principalmente graníticas de diversos tipos únicos encontrados na região, aproxima-se do litoral e chega mesmo, na sua porção de menor altitude, até a Vila da Glória (Rosa, 2003), incluindo parte da área de estudo. Os depósitos quaternários do Holoceno, mais recentes, constituem-se em planícies marinhas e aluviais, bem como em planos e rampas colúvio-aluviais, decorrentes de processos de erosão e intemperismos.

As planícies marinhas foram formadas pela ação das ondas, correntes, marés e exibem feições que incluem praias, baías, enseadas, terraços marinhos e lagunares, planícies eólicas e manguezais. Junto à foz de alguns rios, o solo pode ser rico em matéria orgânica. Nesses locais, são frequentemente lindeiros às planícies aluviais, que recebem aporte advindo de um grande número de rios de microbacias hidrográficas independentes da versão atlântica (Rosa, 2003).

Solos

O solo do entorno da Baía Babitonga é composto basicamente por três ambientes: a Serra do Mar, uma região intermediária de terrenos ondulados e a planície costeira. Como regra geral, apresentam solos minerais, não hidromórficos, ácidos, com baixa fertilidade e elevado teor de argila e alumínio (Vieira *et al.*, 2003).

Nas regiões mais altas, como na vertente da Serra do Mar que chega até a Vila da Glória, encontramos um cambissolo álico e distrófico, com frações de podzólico vermelho-amarelo (Vieira *et al.*, 2003). No interior da planície marinha, em terraços mais antigos, encontra-se um espodossolo composto por podzol álico profundo. Nos locais onde o lençol freático se aproxima da superfície, como na foz de rios, temos podzol hidromórfico álico. Nesses ambientes, ocorre a acumulação de matéria orgânica, mas a drenagem deficiente contribui para que o solo seja extremamente pobre em nutrientes (Vieira *et al.*, 2003). Em terrenos halomórficos e alagados, como os manguezais, encontramos solos indiscriminados de mangue. Já na região de praia propriamente dita, encontramos predomínio de areias, com grãos arestados e rolados (Vieira *et al.*, 2003). Por não ter uma origem pedológica, a areia da praia é considerada um terreno e não um solo.

Recursos hídricos: estuário

A proximidade com a Serra do Mar favorece o surgimento de uma rede hidrográfica extensa, sendo que uma das características das nascentes dos rios que desaguan na Babitonga o fato de serem originárias dos municípios de entorno (Silva, 1995). Os

principais rios que desaguam na Babitonga são o rio Cachoeira, o Cubatão, o Parati e o Palmital (Cremer, 2015). A Babitonga é um estuário que tem em seu interior várias ilhas, lajes e planícies de maré. Possui 160 km² de lâmina d'água, com profundidade média de seis metros, mas pode chegar até 25 metros no canal de acesso (Cremer, 2015).



Estuário Baía Babitonga (Foto: Projeto Toninhas/UNIVILLE)

Vegetação

Do ponto de vista fitogeográfico, a área de abrangência e influência do CEPA Vila da Glória está compreendida no complexo de ecossistemas da Baía Babitonga, abrigando assim as maiores extensões do ecossistema de manguezal do sul do Brasil (Kilca *et al.*, 2019), além de remanescentes de florestas ombrófilas, florestas de transição entre a formação ombrófila e florestas de restinga e pequenas extensões de restinga *stricto sensu* (Melo-Júnior *et al.*, 2018). As formações florestais de restinga encontram-se em porções transicionais para os ambientes de floresta ombrófila e

possuem vegetação que mescla componentes florestais de ambas as formações (Melo-Júnior & Boeger, 2015). Os fatores espaciais e temporais influenciam no desenvolvimento da vegetação e nas características das espécies, demonstrando a existência de padrões estruturais, de convergência adaptativa em atributos funcionais específicos e de comunidades com flora e estrutura bem definidas (Melo-Júnior & Boeger, 2017).



Ecossistemas de Manguezal na Baía Babitonga, uma das maiores extensões no Sul do Brasil (Foto: Projeto Toninhas/UNIVILLE)

No *checklist* realizado nos diferentes ambientes que compõem a referida baía, foi mapeada a ocorrência de 902 espécies de plantas vasculares, distribuídas em 150 famílias botânicas, sendo 18 de pteridófitas, 2 de gimnospermas, 23 de monocotiledôneas e 107 de dicotiledôneas (Ziffer-Berger, 2008). As famílias mais diversas são Asteraceae (78), Poaceae (64), Fabaceae (52), Orchidaceae (33), Bromeliaceae (31), Rubiaceae (31), Myrtaceae (27), Melastomataceae (24) e Piperaceae (22). Dentre as formas de vida, prevalecem as ervas e arbustos terrícolas

com um total de 392 espécies, seguidas das árvores (186), lianas (104), epífitas (99), arbustos (92) e hemiepífitas (15) (Ziffer-Berger, 2008).

Fauna aquática

A Baía Babitonga abriga pelo menos seis espécies de aves marinhas (Cremer & Grose, 2010), 23 espécies de aves migratórias (Grose & Cremer, 2015), 25 espécies aquáticas (Cremer & Grose, 2010; Grose & Cremer, 2011; Grose *et al.*, 2013) e 80 espécies continentais (Grose & Cremer, no prelo). Dentre as migratórias, 20 são espécies oriundas do Hemisfério Norte e três vindas do sul do continente (Grose & Cremer, 2015). Duas áreas no estuário são de grande importância por abrigarem colônias reprodutivas de aves aquáticas. Uma localiza-se na foz do Rio Pedreira, onde foram registradas três espécies se reproduzindo (*Nyctanassa violacea*, *Egretta caerulea* e *E. thula*) (Klug, 2013; Bisinela *et al.*, 2014). A segunda localiza-se na Ilha Jarivatuba, onde há registros de oito espécies se reproduzindo (*Nycticorax nycticorax*, *N. violacea*, *Bubulcus ibis*, *Ardea alba*, *E. caerulea*, *E. thula*, *Eudocimus ruber* e *Plegadis chihi*) (Fink & Cremer, 2015a, 2015b). A Ilha do Maracujá abrigava uma colônia reprodutiva onde foram observados ninhos de cinco espécies (*N. nycticorax*, *N. violacea*, *E. caerulea*, *Phimosus infuscatus* e *Aramides cajanea*) (Grose & Cremer, 2011; Grose *et al.*, 2014). Contudo, desde 2014 não foi mais registrada atividade reprodutiva na área. Todas as espécies se reproduzem na mesma época do ano, iniciando em setembro e finalizando em março. As espécies marinhas formam colônias reprodutivas em ilhas do Arquipélago das Graças (*Sula leucogaster* e *Larus dominicanus*) (Carlini, 2012; Reis, 2014). No Arquipélago dos Tamboretas, inserido no Parque Estadual do Acaraí, outras três espécies formam colônias reprodutivas: *S. leucogaster*, *L. dominicanus* e *N. nycticorax* (Branco, 2003; Branco & Fracasso, 2005).



Aves aquáticas na Baía Babitonga (Foto: Projeto Toninhas/UNIVILLE)

As cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil já foram registradas no litoral norte de Santa Catarina: a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), a tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) e a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). *Chelonia mydas* é a espécie mais abundante e é a única espécie que ocorre no interior da Baía Babitonga (Cremer *et al.*, no prelo). Os principais itens alimentares consumidos pela espécie são as macroalgas dos gêneros *Ulva*, *Cladophora*, *Gigartina* e *Sargassum*, embora outros gêneros também tenham sido registrados (Souza, 2016).

Dez espécies de mamíferos marinhos já foram registradas na Baía Babitonga, com seis espécies da ordem Cetartiodactyla e quatro espécies da ordem Carnivora. Apenas duas espécies, no entanto, são consideradas residentes: o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), que formam populações que permanecem na baía ao longo de todo o ano. As outras são consideradas visitantes ocasionais, que adentram a área em busca de alimento ou apenas por desorientação

(Cremer, 2015). Tanto a toninha, com uma população de 50 indivíduos, como o boto-cinza, com uma população de cerca de 200 indivíduos, apresenta áreas de concentração na região central da baía, considerada a região de maior produtividade no estuário (Cremer *et al.*, 2017).

Patrimônio Cultural

Além de toda sua biodiversidade e variabilidade ambiental, a Baía Babitonga e seu entorno encerra um vasto patrimônio cultural representativo das muitas sociedades que viveram e vivem neste território, como por exemplo, um conjunto com mais de 170 sítios arqueológicos do período pré-colonial. Há sítios com remanescentes de caçadores-coletores antigos que produziam pontas de flechas de rochas, tendo um deles sido datado em 8 mil anos. Este sítio situa-se no Distrito do Saí, na localidade do Estaleiro. Também há sítios com vestígios de grupos indígenas das famílias linguísticas Jê e Tupi-Guarani na maioria das vezes situados sobre sambaquis. Estes foram os últimos grupos a chegarem na Baía antes da invasão européia.

Os sambaquis são os sítios mais abundantes havendo cerca de 150 em toda a região. Seus construtores viveram na Baía entre 6.000 e 1.000 anos atrás. Seu modo de subsistência era baseado, principalmente, na pesca, mas com o consumo significativo de vegetais ricos em carboidratos, como tubérculos de *Dioscorea* spp. (carás) (Wesolowski, 2007). Estes sítios arqueológicos são montes construídos pelo acúmulo intencional de materiais diversos, alguns interpretados como monumentos funerários, constituídos, principalmente, de conchas de moluscos que criaram um ambiente favorável à preservação da matéria orgânica depositada. Por isso, são considerados como grandes arquivos dos ambientes passados. Neste sentido, são extremamente importantes para o debate em torno das interações e transformações entre povos e seus territórios. Os sambaquis são “marcadores do comportamento humano com particular ênfase na interação homem-ambiente”. Seu estudo permite “entender tópicos chaves na história humana e evolução, nomeadamente: dispersão humana, preferências dietárias, manejo de recursos, impactos humanos no ambiente

intertidal, viagens marítimas e o desenvolvimento de sociedades complexas de caçadores-pescadores-coletores, entre outros” (Balbo *et al.*, 2011).



Sambaqui Cubatão I, às margens do Rio Cubatão
(Foto: Museu Arqueológico de Sambaqui de Joinville)

Impactos antrópicos

A Baía Babitonga possui em seu entorno seis municípios, Itapoá, Garuva, Joinville, Araquari, Balneário Barra do Sul e São Francisco do sul. Representando uma grande pressão antrópica sobre o ecossistema, o que resulta em problemas como desmatamento, sobrepesca, ocupação ilegal das margens e contaminação das águas (Cremer, 2006). Mas ainda assim, o ecossistema Babitonga possui uma grande biodiversidade e exerce um papel fundamental na produtividade marinha do sul do Brasil. Por conta disso foi incluída na lista de áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira, criada pelo Ministério do meio ambiente, e classificada na categoria de prioridade

“extremamente alta” com a finalidade de elaboração e implementação de políticas e programas relacionados com a biodiversidade (Cremer, 2015).

Referências

- Balbo A., Madella M., Godino I.B. & Álvarez M. (2011) Shell midden research: An interdisciplinary agenda for the Quaternary and Social Sciences. *Quaternary International*, **239**, 147–152.
- Bisinela G.C., De Andrade Araújo T.R. & Cremer M.J. (2014) Ecologia reprodutiva de *Nyctanassa violacea*, *Egretta thula* e *Egretta caerulea* no ninhal do rio Pedreira, Santa Catarina. *Biotemas*, **27**, 109.
- Branco J.O. (2003) Reprodução das aves marinhas nas ilhas costeiras de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **20**, 619–623.
- Branco J.O. & Fracasso H.A.A. (2005) Reprodução de *Nycticorax nycticorax* (Linnaeus) no litoral de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **22**, 424–429.
- Carlini T.C. (2012) *Ocorrência de aves marinhas nas ilhas do Arquipélago das Graças. São Francisco do Sul*. Universidade da Região de Joinville – Univille.
- Cremer M. J. 2006. O estuário da Baía da Babitonga. *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. (ed. M.J. Cremer, M. J.; P. R. D. Morales; T. M. N. Oliveira). Joinville. Editora UNIVILLE.
- Cremer M. & Grose A. (2010) Litoral de São Francisco do Sul. *Conservação de aves migratórias neárticas no brasil*. (ed. R. Valente, J.M. Silva, F.C. Straube, and J.L.X. Nascimento), pp. 306–308. Conservação Internacional, Belém.
- Cremer M., Holz A. C., Sartori C., Schulze B., Paitach R.L. & Simões-Lopez P. (2017) Behavior and ecology of endangered species living together: long-term monitoring of resident sympatric dolphin populations. *Advances in marine vertebrate research in latin america* (ed. M.R. Rossi-Santos & W. Charles), pp. 477–508. Springer, Puducherry.
- Cremer M.J. (2015) *Os mamíferos marinhos da Baía da Babitonga*. Editora UNIVILLE, Joinville.

- Cremer M. J., Souza, T. F., Domiciano, I. G, Wanderlinde, J. & Wrober, D. no prelo. Tartarugas marinhas no litoral norte de Santa Catarina e Baía Babitonga. *Revista CEPsul - Biodiversidade e Conservação Marinha*.
- Fernandes E. (1999) *Uso de sistema de informações geográficas (SIG) na integração de mapas temáticos do município de São Francisco do Sul, SC*. Universidade Federal de Santa Catarina,
- Fink D. & Cremer M. (2015a) The return of the Scarlet Ibis: first breeding event in southern Brazil after local extinction. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **23**, 385–391.
- Fink D. & Cremer M. (2015b) Colônias reprodutivas de aves aquáticas no sudeste e sul do Brasil: considerações sobre as ameaças e estratégias de conservação. *Atualidades Ornitológicas*, 10–15.
- Gonçalves M. & Kaul P. (2003) Evolução Geológica. *Atlas ambiental da região de Joinville: Complexo hídrico da Baía Babitonga* (ed. J. Knie), pp. 5–8. FATMA/GTZ, Joinville.
- Grose A. & Cremer M. (2011) Novo registro do falaropo-de-bico-grosso *Phalaropus fulicarius* (Aves, Charadriiformes) no Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **19**, 552–553.
- Grose A. V., Hillebrant C. C. & Cremer, M. J. 2013. Diversidade e abundância sazonal da avifauna em duas planícies de maré no estuário da baía da Babitonga, norte de Santa Catarina. *Iheringia, Série Zoologia*, **103**, 5–11,
- Grose A. & Cremer M. (2015) Aves migratórias no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Ornithologia*, **19**, 552–553.
- Grose A.V., Cremer M.J. & Moreira N. (2014) Reprodução de aves aquáticas (Pelicaniformes) na ilha do Maracujá, estuário da Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. *Revista Biotemas*, **27**, 2175–7925.
- Kaul P. & Teixeira W. (1982) Archean and early proterozoic complexes of Santa Catarina, Paraná and São Paulo states, south-southeastern Brazil: an outline of their geological evolution. *Revista Brasileira de Biociências*, **12**, 172–182.

- Kilca R., Melo-Júnior J., Quadros K., Larcher L. & Pfuetzenreuter A. (2019) Os manguezais e marismas da Baía Babitonga: uma síntese. *Revista Cepsul: Biodiversidade e Conservação Marinha*, **8**, eb2019002.
- Klug, J. E. 2013. Ecologia reprodutiva das aves aquáticas no ninhal da desembocadura do Rio Pedreira, São Francisco do Sul, SC. Trabalho de conclusão de Curso, Universidade da Região de Joinville, pp 85.
- Melo-Júnior J. & Boeger M. (2015) Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaará, Estado de Santa Catarina, Brasil. *Hoehnea*, **42**, 207-232.
- Melo-Júnior J. & Boeger M. (2017) *Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaará*. Univille, Joinville.
- Melo-Júnior J., Boeger M. & Matilde-Silva M. (2018) Patrimônio natural das restingas da Baía Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*, **7**, 1-13.
- Reis, T. C. P. (2014) Reprodução de *Larus dominicanus* na Ilha Mandigituba, litoral norte de Santa Catarina. Joinville. Dissertação de mestrado, Universidade da Região de Joinville, Univille, 54 p.
- Rosa R. de O. (2003) Geomorfologia: domínios morfoestruturais e unidades geomorfológicas. *Atlas ambiental da região de joinville: Complexo hídrico da Baía babitonga* (ed. J. Knie), pp. 9-12. FATMA/GTZ, Joinville.
- Silva F. (1995) *Unidades de conservação e desenvolvimento regional: Um estudo sobre a região da Baía Babitonga-SC*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina. 156 p.
- Souza T. (2016) *Ecologia alimentar da tartaruga-verde, Chelonia mydas, no litoral norte de Santa Catarina*. Dissertação de Mestrado, Universidade da Região de Joinville. pp. 80.
- Vieira P., Shimizu S. & Moser J. (2003) Pedologia. *Atlas ambiental da região de joinville: Complexo hídrico da Baía Babitonga* (ed. J. Knie), pp. 15-18. FATMA/GTZ, Joinville.
- Wesolowski V. (2007) *Cáries, desgaste, cálculos dentários e micro-resíduos da dieta entre grupos pré-historiadores do litoral norte de Santa Catarina: É possível comer amido e não ter cárie?* Tese de Doutorado, FIOCRUZ.

Ziffer-Berger J. (2008) *Vascular flora of the Babitonga Bay region (Santa Catarina, Brazil): diversity and origins*. Tese de Doutorado, Universität Erlangen-Nürnberg. pp. 219p.

MÓDULO AQUÁTICO



Variação na composição da comunidade de aves e sua diversidade em diferentes regiões do estuário da Baía Babitonga

Pierry, J.C.; Clivatti, T.R.O.S.; Barbieri, C.B.; Azevedo, E.Z.; Cremer, M.J.

Introdução

Os estuários são ambientes altamente produtivos, com grande abundância de nutrientes e presas (Day *et al.*, 2013). Esses ambientes são formados por um mosaico de habitats como marismas, mangues e praias, e essa heterogeneidade ambiental favorece a criação de locais propícios para a reprodução, repouso e alimentação de variadas espécies de aves, especialmente para espécies aquáticas com diferentes adaptações para o forrageio (Weller 1999; Takekawa & Pratt, 2001).

O efeito do gradiente de salinidade das diferentes regiões de um estuário na distribuição das espécies de aves é indireto, já que diferentes comunidades de organismos são formadas respondendo, entre outros fatores, a esse gradiente salino (Halse *et al.*, 1993). A vegetação, por exemplo, será composta por espécies diferentes na boca de um estuário com maior influência marinha e, portanto, alta salinidade, em comparação com a vegetação existente no interior do estuário, onde há mais água doce e menor índice salino. De maneira geral, esses efeitos indiretos afetam principalmente a distribuição de locais propícios à alimentação e a disponibilidade e abundância de recursos alimentares (Franco *et al.*, 2013). Dessa forma, os efeitos de um gradiente salino dentro de um estuário devem refletir em uma variação na composição de espécies. A compreensão dos fatores determinantes que regem a

utilização de habitats dentro do estuário pelas aves é, portanto, uma informação fundamental para o manejo dessas áreas e para conservação das espécies.

Realizado em três regiões dentro do estuário da Baía Babitonga que, de maneira geral, diferem entre si na salinidade, número de micro-habitats e nichos disponíveis, esse estudo teve como objetivo descrever a composição de espécies de aves e sua abundância relativa ao longo de trechos no estuário sendo necessário reconhecer como as variações entre habitats afetam a distribuição e abundância das aves para compreender os padrões de estrutura das comunidades (Terborgh 1985). Nesse sentido, nossa hipótese é de que há uma variação na composição de espécies de aves entre as regiões estudadas, as quais representam um gradiente salino, e que há uma maior abundância e diversidade de espécies de aves na região intermediária deste gradiente, já que a mistura de água doce e salgada pode resultar em maior disponibilidade de recursos.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado no estuário da Baía Babitonga, localizado no litoral norte de Santa Catarina. Foram selecionadas três regiões do estuário para a amostragem, escolhidas pelo critério de salinidade relativa. A primeira região fica próxima à boca da baía (Boca), recebendo maior influência oceânica e, portanto, com maior índice salino, localizada nas proximidades das praias do Capri e do Forte. Esse local é caracterizado por extensões de areia, pequenas dunas, formação de restinga e presença de marismas e pequenos manguezais. No outro extremo do gradiente amostrado temos a região do canal do Palmital (Palmital), a qual é caracterizada pela porção mais conservada do manguezal da baía. Essa região representa o extremo oposto à região da boca no nosso gradiente salino, pois é a parte mais interior do estuário, onde há menor aporte de água marinha. Entre estes dois extremos, foi amostrada a região central da baía (Intermediário), que recebe a influência de águas

doce e salgada, representando uma salinidade intermediária. As informações sobre salinidade foram obtidas a partir de Oliveira *et al.* (2006).

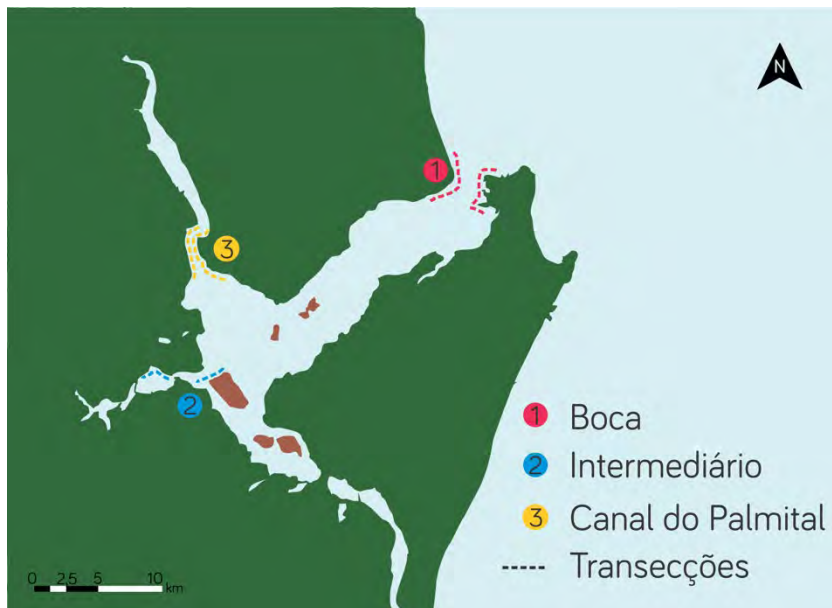


Figura 1. Localização das transecções realizadas em três regiões da Baía Babitonga: boca da baía (Boca), a porção intermediária (Intermediário) e o canal do Palmital (Palmital).

Coleta de dados

Os dados foram coletados a partir de uma saída embarcada na qual foram percorridas transecções lineares ao longo das margens das três regiões amostradas. As observações tiveram início no período da manhã por volta das 8h e foram finalizadas por volta das 14h, resultando em aproximadamente 6 horas de observação. Um pesquisador ficou responsável pelo registro das informações em uma planilha enquanto outros três pesquisadores observavam as aves com auxílio de binóculos. Foi registrado o número de indivíduos de cada uma das espécies em cada região de

amostragem. Todas as espécies foram identificadas em campo com o auxílio de um guia de aves (Cremer & Grose, 2010).

Análise de dados

Através do software R e do pacote beta-part (Baselga & Orme, 2012) foram calculadas as matrizes de dissimilaridade e observadas as condições de aninhamento e turnover. Para a construção dos gráficos de ranking/abundância e cálculo dos índices de diversidade (Shannon e Simpson) foi utilizada a planilha eletrônica Excel. A abundância relativa da espécie i é dada por $\frac{n_i}{N}$ em que n_i é a abundância da espécie i e N é a abundância total. O índice H' de Shannon foi calculado por $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$, em que S é o número total de espécies e p_i é abundância relativa de cada espécie. O índice R de diversidade de Simpson foi calculado por $R = 1/D$ em que D é o índice de dominância de Simpson dado $D = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)}$. Aqui, n_i é a abundância da espécie i e N é a abundância total.

Resultados

Foram registrados 1.577 indivíduos distribuídos entre 21 espécies (Tabela 1), sendo que 4 espécies apresentaram somente um indivíduo, "singletons". A espécie mais abundante foi *Nanopterus brasilianus* (biguá), que correspondeu a 77% do total de indivíduos observados.

Tabela 1. Lista de espécies observadas no estuário da Baía Babitonga, classificadas taxonomicamente.

Ordem	Família	Espécie	Nome comum
ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Não identificada	Gavião
ANSERIFORMES	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	Marreca-toicinho
CATHARTIFORMES	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu-preto

PPG Ecologia UFSC - Ecologia de Campo: Estudos Ecológicos na Baía Babitonga

CHARADRIIFORMES	Laridae	<i>Thalasseus sandwicensis</i>	Garajau-comum
CHARADRIIFORMES	Charadriidae	<i>Charadrius semipalmatus</i>	Borrelho-semipalmado
CHARADRIIFORMES	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	Piru-Piru
CHARADRIIFORMES	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero
CHARADRIIFORMES	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaiivotão
FALCONIFORMES	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro
FALCONIFORMES	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Caracara
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garcinha-branca
PELECANIFORMES	Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i>	Colhereiro
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>	Garça-azul
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Socó-grande
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Socó-taquari
PELECANIFORMES	Threskiornithidae	<i>Eudocimus ruber</i>	Guará
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garça-branca-grande
SPHENISCIFORMES	Spheniscidae	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Pingüim-de-magalhães
SULIFORMES	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Alcatraz
SULIFORMES	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá
SULIFORMES	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	Fragata-comum

O sítio Boca teve 11 espécies observadas, sendo que seis delas foram exclusivas do local. Já o sítio Intermediário apresentou um total de 12 espécies, sendo quatro delas exclusivas, e no Palmital somente duas foram exclusivas dentre as 10 espécies ali encontradas. Apenas três espécies foram observadas nos três sítios (Tabela 2).

Tabela 2. Lista das espécies de aves avistadas no estuário, demonstrando a composição e abundância das espécies por sítio estudado.

Espécie	Boca (11spp)	Intermediário (12spp)	Palmital (10spp)	Total
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	11	0	0	11
<i>Sula leucogaster</i>	26	0	0	26
<i>Charadrius semipalmatus</i>	32	0	0	32
Gavião	1	0	0	1
<i>Spheniscus magellanicus</i>	1	0	0	1
<i>Haematopus palliatus</i>	8	0	0	8
<i>Coragyps atratus</i>	6	0	5	11
<i>Vanellus chilensis</i>	2	3	0	5
<i>Nannopterum brasilianus</i>	12	1.177	30	1.219
<i>Larus dominicanus</i>	67	30	3	100
<i>Egretta thula</i>	12	8	6	26
<i>Platalea ajaja</i>	0	28	16	45
<i>Egretta caerulea</i>	0	8	5	13
<i>Fregata magnificens</i>	0	41	6	47
<i>Ardea cocoi</i>	0	3	1	4
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0	1	0	1
<i>Anas bahamensis</i>	0	3	0	3
<i>Eudocimus ruber</i>	0	8	0	8
<i>Ardea alba</i>	0	10	0	10
<i>Milvago chimachima</i>	0	0	3	3
<i>Caracara plancus</i>	0	0	3	3
21 spp	179	1.320	78	1.577

De acordo com a dissimilaridade de Simpson (Tabela 3), os ambientes mais similares entre si foram Palmital e Intermediário (30%). A partição da beta-diversidade não

sugere aninhamento e aponta turnover entre Boca e Intermediário (58%) e Boca e Palmital (54%).

Tabela 3. Partição da beta-diversidade em aninhamento e turnover relacionando as três regiões amostradas de forma pareada

Dissimilaridade Simpson	Boca	Intermediário
Intermediário	0,583	
Palmital	0,500	0,300

Aninhamento	Boca	Intermediário
Intermediário	0,000	
Palmital	0,045	0,064

Turnover	Boca	Intermediário
Intermediário	0,583	
Palmital	0,545	0,64

O índice de Shannon, mais influenciado pela riqueza, foi similar nas três áreas (Tabela 4). Já o índice de Simpson, que valoriza mais a uniformidade da assembleia, apresentou diferenças entre o sítio Intermediário (1,255) e os demais sítios (Boca: 4,828 e Palmital: 4,891).

Tabela 4. Índices de diversidade (Shannon e Simpson) calculados para cada área amostrada: Boca, Intermediário e Palmital.

	Shannon(H)	Simpson(1/D)
Boca	1,855	4,828
Intermediário	0,549	1,255
Canal palmital	1,871	4,891

Discussão

Houve uma variação parcial na composição de espécies de aves entre as áreas amostradas no estuário da Baía Babitonga, corroborando parte de nossa hipótese. Na região mais interna, do canal do Palmital, foi registrado um subgrupo de espécies da região intermediária, caracterizando um padrão aninhado de distribuição. A maior diferença na composição de espécies de aves foi observada entre a região da boca do estuário e as demais regiões. A região da boca também foi a que apresentou o maior número de espécies observadas exclusivamente nesse local. De fato, uma região de desembocadura de um estuário sofre maior influência marinha e, conseqüentemente, é um local com um grande estresse abiótico, influenciado pela alta salinidade, ação das ondas e ventos fortes e a variação da maré (Dias *et al.*, 2017). A variação da maré, dentre outros fatores, pode influenciar também a disponibilidade de recurso alimentar para a avifauna, podendo influenciar na escolha das aves, como as garças, que se alimentam de organismos encontrados na maré baixa (Sick 1997). Por outro lado, espécies mais oportunistas podem não apresentar uma resposta em função dessa variação, como a gaivota - *Larus dominicanus* (Giaccardi *et al.*, 1997). Dessa forma, a diferença na composição de espécies dessa região para as demais deve ser um reflexo das pressões abióticas do local bem como da estrutura desse habitat mais externo que possui ambientes abertos como as praias, com espécies que se adaptam melhor a essas condições ocorrendo nessa região.

A abundância de indivíduos e a riqueza de espécies na região intermediária foram as maiores observadas entre as três regiões do estudo, corroborando também com nossa hipótese. Foi observada a presença de ilhas, que podem servir de local para nidificação e descanso nesta região, fator que pode ser uma explicação para a maior quantidade de espécies por apresentar maior quantidade de nichos disponíveis (Hutchinson & MacArthur, 1959). A região intermediária possui manguezais simultaneamente com planícies de maré, representando uma estrutura com grande disponibilidade de habitats e recursos interessantes para as aves.

Porém, a riqueza de espécies foi bastante similar entre as três regiões e a grande abundância observada na região intermediária corresponde principalmente a uma

única espécie, o biguá (*Nannopterum brasilianus*), fato que baixou o índice de diversidade para a região, indo de encontro com o que esperávamos observar. A grande abundância de uma única espécie na região intermediária pode ter limitado a ocorrência de outras espécies devido a competição por recursos (Smits & Slough, 1993), levando à diminuição da riqueza e diversidade de espécies que poderiam ocorrer no local. Dessa forma, acreditamos que a riqueza e diversidade de espécies de aves na região intermediária foi mediada por este fator biótico de alta representatividade, para além dos fatores abióticos.

A elevada abundância do biguá na região intermediária pode estar relacionada com sua adaptação a um recurso alimentar não utilizado por nenhuma outra espécie de aves no local, como os bagres (Tinco & Iannacone 2013; Gonçalves 2014). Como apenas o biguá consegue se alimentar dessa espécie de peixe, eles possuem uma vantagem e conseguem se estabelecer em maior quantidade no local. Essa adaptação demonstra a característica alimentar generalista da espécie (Casaux *et al.*, 2009). Por fim, é necessário considerar que os resultados obtidos nesse estudo possam ter sido afetados pelas condições climáticas do dia de coleta, de tempo nublado com alta umidade relativa e períodos de chuva fraca, pois as aves podem optar por não realizar atividades em condições climáticas instáveis, dificultando assim sua avistagem.

Referências

- Baselga A. & Orme C.D.L. (2012) Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 808–812.
- Casaux R.J., Prinzie C.Y.D., Bertolin M.L. & Tartara M.A. (2009) Diet of the Neotropical Cormorant *Phalacrocorax olivaceus* at West Chubut, Patagonia, Argentina. *Waterbirds*, **32**, 444–449.
- Cremer M. & Grose A. (2010) Ocorrência de aves marinhas no estuário da Baía da Babitonga, costa norte de Santa Catarina, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **18**, 176–182.

- Day J.W.J., Yañez-Arancibia A., Kemp W.M. & Crumb B.C. (2013) Introduction to estuarine ecology. *Estuarine ecology* (ed. J.W.J. Day, A. Yañez-Arancibia, W.M. Kemp, B.C. Crumb), Wiley-Blackwell. pp. 1–18.
- Dias R.A., Maurício G.N. & Bugoni L. (2017) Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications. *Marine Biology Research*, **13**, 108–120.
- Franco A., Thomdon S. & Cutts N.D. (2013) *Determinants of bird habitat use in TIDE estuaries*. Institute of Estuarine; Coastal Studies (IECS), University of Hull, Hull.
- Giaccardi M., Yorio P. & Lizurume M.E. (1997) Patrones estacionales de abundancia de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en un basural patagónico y sus relaciones con el manejo de residuos urbanos y pesqueros. *Ornitologia Neotropical*, **8**, 77–84.
- Gonçalves R. M. (2014) Ocorrência de *Phalacrocorax brasilianus* na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Monografia de Bacharelado, Universidade da Região de Joinville.
- Halse S., Williams M., Jaensch R. & Lane J. (1993) Wetland characteristics and waterbird use of wetlands in south-western Australia. *Wildlife Research*, **20**, 103.
- Hutchinson G.E. & MacArthur R.H. (1959) A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *The American Naturalist*, **93**, 117–125.
- Oliveira T. M. N., Tureck C. R., Bassfeld J. C., Torrens B. M. O., Faria J. M. & Brasil K. 2006. Integridade Ambiental da Baía da Babitonga: Características Físico-químicas, Microbiológicas e Ecotoxicidade. In: M. J. Cremer; P. R. D. Morales; T. M. N. de Oliveira. (Org.). Diagnóstico Ambiental da Baía da Babitonga. 1ed. Joinville: Editora UNIVILLE.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sick H. (1997) *Ornitologia brasileira*. 1ed. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.

- Smits M. & Slough B.G. (1993) Abundance and summer occupancy of arctic fox, *Alopex lagopus*, and red fox, *Vulpes vulpes*, dens in the northern Yukon Territory, 1984-1990. *Canadian field-naturalist*, **107**, 13-18.
- Takekawa J.Y. & Pratt R.T. (2001) Avian communities in bay lands and artificial salt evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences*, **466**, 317-328.
- Terborgh J. (1985) The role of ecotones in the distribution of Andean birds. *Ecology*, **66**, 1237-1246.
- Tinco M. A. C. & Iannacone J. (2013) Bioecology of *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) (Pelecaniformes: Phalacrocoracidae) in South America. *The Biologist*, **11**, 151-166.
- Weller M.W. (1999) *Wetland Birds: Habitat Resources and Conservation Implications*. 1ed. Cambridge University Press, pp. 316.

A estrutura da macrofauna bentônica é modificada pelas clareiras abertas no manguezal do Canal do Linguado, Baía Babitonga, SC?

Danielski, S.L.; Wuerges, M.; Rave, J.S.M.; Dalpiaz, F.L.; Brauko, K.M.; Segal, B. R.

Introdução

Estuários são ecossistemas de alta produtividade em áreas de transição entre o continente e oceano, sendo que estão fortemente relacionados às dinâmicas físico-químicas das zonas costeiras e são estruturados por processos em diferentes escalas espaciais e temporais (Bernardino, 2015). Os estuários representam também locais vitais de alimentação e abrigo para muitas aves, peixes, camarões e outros animais. Neste sentido, os manguezais são sub-ambientes estuarinos dominantes em zonas tropicais e subtropicais do planeta (Tomlinson, 2016), e são estruturados por uma combinação especial de características que influenciam essas zonas costeiras, sendo submetidos a inundações periódicas das marés, ventos, correntes, e sedimentos finos (Duke *et al.*, 1998).

Além da alta produtividade biológica, estes ecossistemas são caracterizados por possuírem uma alta diversidade de espécies, serem importantes como refúgios para a criação e o crescimento de diversos grupos animais e como manutenção na qualidade da água do planeta (Souza & Sampaio, 2001; Castro & Huber, 2012). Dentre

as espécies que compõem estes ecossistemas, a macrofauna bentônica compreende uma ampla gama de invertebrados associados ao substrato, englobando organismos de maior tamanho que são retidos em malhas de peneiras de 1 a 0,5 mm de abertura (Coutinho & Zalmon, 2009).

A macrofauna desempenha papel fundamental na dinâmica de decomposição da matéria orgânica, visto que estão envolvidos em processos químicos, físicos e biológicos na interface água-sedimento, além de constituírem a base das cadeias tróficas costeiras e serem muito sensíveis a alterações ambientais, podendo ser considerados bioindicadores do estado de perturbação do ecossistema que estão inseridos (Mucha & Costa, 1999; Netto *et al.*, 2018). A estrutura destas comunidades pode ser alterada devido a diversos fatores, tais como: variações na salinidade, concentração de nutrientes, composição do sedimento, efeitos de atividades antrópicas e interações ecológicas entre as espécies (McLusky & Elliot, 2004; Gray & Elliot, 2009).

A macrofauna bentônica é em geral fortemente influenciada pela estrutura dos bosques de mangue. Caranguejos, por exemplo, têm impactos significativos no fluxo de energia dos manguezais (Smith, 1987), e através do consumo de propágulos influenciam na estruturação dos bosques (Nederveelde *et al.*, 2015). Além disso, através do consumo de serapilheira, moluscos, caranguejos e outros invertebrados geram material particulado e alteram a dinâmica de nutrientes (Cannicci *et al.*, 2008). Em adição, os manguezais em si são um dos mais produtivos ecossistemas do mundo (Lee, 2008), mas sua relação com a fauna bentônica no limite austral de sua ocorrência ainda necessita de estudos. Na Baía Babitonga, sul do Brasil, os manguezais estão sendo ameaçados por intervenções antrópicas, como o incremento do volume de efluentes domésticos e industriais, além do aterramento do canal do Linguado, que afetou a circulação de água do estuário e originou uma acumulação excessiva de sedimentos terrígenos especialmente nesta área. Além desses impactos, os manguezais da Baía Babitonga sofreram com a intensa ação de uma lagarta exótica, *Hyblaea puera* (Lepdoptera), que vem sendo responsável por atacar manguezais em diversas partes do planeta (Arun *et al.*, 2012). Em pouco

tempo, a herbivoria da lagarta causou uma expressiva desfolhação das árvores principalmente do mangue preto, *Avicennia schaueriana*.

Apesar das perturbações antrópicas e suas evidentes consequências à paisagem dos sub-ambientes costeiros na Baía Babitonga, estudos que avaliem como a estrutura das comunidades bentônicas podem ser influenciados pelo surgimento de zonas e/ou clareiras sem a cobertura foliar proporcionada pelos dosséis das árvores são ainda inexistentes. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a estrutura das comunidades macrofaunais bentônicas em áreas de clareira e com cobertura foliar em um manguezal do Canal do Linguado. Testamos a hipótese de que parâmetros ambientais determinantes de áreas de clareira e com cobertura foliar como a área do dossel por perda foliar, a quantidade de pneumatóforos, o número de plântulas (recrutas) e o número de tocas de caranguejos determinarão a estrutura das comunidades macrobentônicas.

Materiais e Métodos

Área de estudo e procedimentos amostrais

O local de amostragem está situado na porção interna do manguezal do aterro do canal do Linguado, situado na Baía Babitonga (Figura 1). A cobertura de manguezal deste aterro encontra-se predominantemente morta, com alguns intervalos ou "manchas" de árvores vivas. As áreas amostrais foram estabelecidas paralelamente ao canal de inundação em níveis topográficos similares, de forma que as inundações pelas marés sejam homogêneas, sendo dois ambientes (clareira e com cobertura vegetal) adjacentes ao canal de inundação e dois ambientes mais afastados.

Em cada ambiente, foram dispostos a esmo três quadrantes (ou réplicas) de 1x1 m para a amostragem da fauna macrobentônica e dos parâmetros ambientais. As medidas da cobertura do dossel presente acima dos quadrantes em cada ambiente foram obtidas através de uma fotografia digital (1,40 m cima do solo) para estimar a porcentagem de área coberta por dossel. Através de fotografias do substrato (a

aproximadamente 1,40 m) foram contabilizados o número de pneumatóforos, tocas de caranguejo e indivíduos juvenis das espécies arbóreas de mangue presentes dentro dos limites do quadrante. Em cada quadrante também foram coletadas amostras de sedimento para quantificação da macrofauna bentônica a 5 cm de profundidade com um corer de PVC de 0,15 m de diâmetro (Figura 1). O sedimento coletado foi armazenado em sacos plásticos para posterior análise em laboratório.

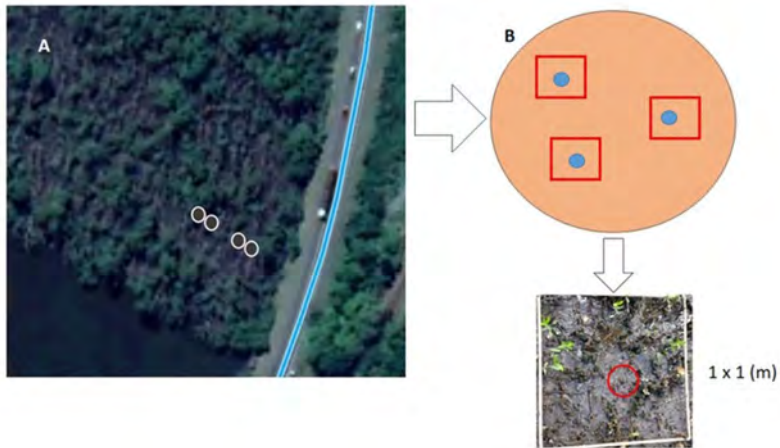


Figura 1. (A) Áreas de estudo: Manguezal situado adjacente ao aterro do Canal do Linguado e à Rodovia BR 280 (em azul) (B) Desenho esquemático do delineamento amostral aplicado mostrando os 3 quadrantes amostrados em cada área e o corer amostrado em cada quadrante.

As amostras de solo foram então lavadas in situ em água salgada para retirar o excesso de sedimento, utilizando uma peneira de 0,5 mm de abertura. Após peneiradas, as amostras foram triadas em cubas brancas para a separação da fauna dos demais detritos. Os organismos foram então identificados ao menor nível taxonômico possível e contados com auxílio de microscópio estereoscópico.

Análise de dados

Calculamos a densidade total dos indivíduos da macrofauna bentônica por cada quadrante amostrado, através da extrapolação da área conhecida do corer para a área do quadrante (1 m²). O corer é um cilindro de 0,15 m (15 cm) de diâmetro, com área total definida por:

$$\text{Área do Corer} = \pi * r^2$$

Onde: π é uma constante de valor 3,141592...; r é o raio do corer;

Com a área do corer conhecida e a densidade total dos indivíduos contabilizados realizamos uma regra de três para extrapolar a densidade para a área de 1 m² e então obter a densidade total de organismos em cada um dos 12 quadrantes amostrados. Os valores de densidade obtidos para as unidades amostrais dos tratamentos (clareira e com cobertura vegetal), foram comparados através de um teste de Wilcoxon (Bauer 1972).

Além disso, para comparar as comunidades bentônicas presentes nos dois tratamentos (clareira e com cobertura vegetal), foram calculadas curvas de rarefação e extrapolação de riqueza de espécies para números de Hill $q=0$ (correspondente à riqueza de espécies) e $q=1$ (correspondente à diversidade de Shannon), relativas ao número de indivíduos coletados por espécie. Os intervalos de confiança de 95% foram obtidos por um método de bootstrap baseado em 50 repetições. O tamanho da amostra base foi o dobro do menor valor de abundância de indivíduos da amostra de referência (área com cobertura vegetal com 6g indivíduos). As curvas foram calculadas com o pacote iNEXT R (Hsieh *et al.*, 2016).

Parâmetros ambientais estruturantes

Utilizamos os dados ambientais dos dois ambientes, para caracterizar e definir melhor os tratamentos. Para tanto, realizamos uma PCA (Análise de Componentes Principais), baseada nas distâncias euclidianas para as variáveis ambientais (cobertura de dossel, número de juvenis, número de pneumatóforos e número de

tocas de caranguejos), utilizando uma matriz de correlação com o pacote vegan no ambiente RStudio. Para selecionar o número de eixos, aplicamos o critério de Kaiser-Guttman (Borcard *et al.*, 2011).

Além disso, para entender quais variáveis ambientais e estruturais possuem influência na comunidade bentônica, foi realizada uma análise de redundância (RDA), com o uso do pacote vegan no ambiente R, combinando a abundância relativa dos dados da matriz de espécies, transformada com o método Hellinger, com a matriz padronizada de dados ambientais. As variáveis ambientais muito correlacionadas entre si foram retiradas do modelo, e mantidas somente o número de pneumatóforos e o número de tocas (Legendre & Legendre, 2012).

Resultados

Macrofauna betônica

Encontramos uma abundância total de 151 indivíduos pertencentes a 9 espécies distintas. Os organismos com maior abundância foram *Oligochaeta* sp1 (57 indivíduos) e o *Polychaeta Laeonereis culveri* (40 indivíduos). As espécies raras foram os *Polychaeta Isolda puchella* e *Namalycastis* sp., ambas com apenas um indivíduo. A densidade de indivíduos não diferiu entre os ambientes ($W=233$, $p=0.39$). A riqueza de espécies foi similar nas comunidades, sendo clareira, com 8 e cobertura vegetal, com 7 espécies (Figura 2a). De acordo com o índice de Shannon, a diversidade também foi a mesma entre as duas comunidades (Figura 2b). A cobertura amostral foi de 100%, ou seja, a amostragem da comunidade foi completa.

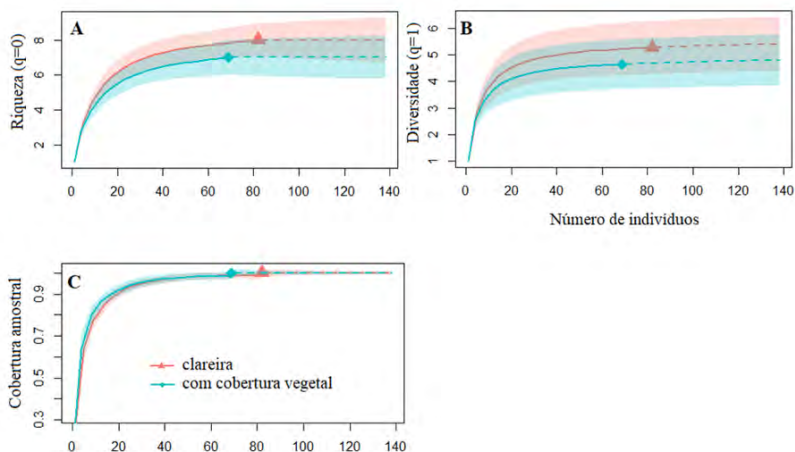


Figura 2: Curva de rarefação relativa à riqueza de espécies em relação ao número de indivíduos. B: Curva de rarefação realtiva ao índice de Shannon. C: Curva de cobertura amostral das espécies.

Parâmetros ambientais estruturantes

Na análise de componentes principais o primeiro eixo explicou mais de 60% da variação dos dados. Segundo o modelo de vara quebrada, o primeiro eixo é o mais importante para explicar a variação dos dados e, portanto, as variáveis de porcentagem do dossel, número de pneumatóforos e número de juvenis foram as variáveis mais importantes na explicação dos dados, pois estão fortemente relacionadas com o primeiro eixo (Figura 3). A variável “número de tocas” por estar mais relacionada ao segundo eixo, foi responsável por pouca explicação sobre a variação dos dados. Portanto, como podemos observar, segundo o primeiro eixo, os ambientes que continham cobertura vegetal de dossel são estruturalmente bastante diferentes dos ambientes de clareiras, que possuíam árvores mortas. De acordo com a análise de redundância (Figura 4), as variáveis ambientais não explicaram a variação dos dados de abundância relativa da comunidade ($gl=4$; $F=0,42$; $p=0,98$).

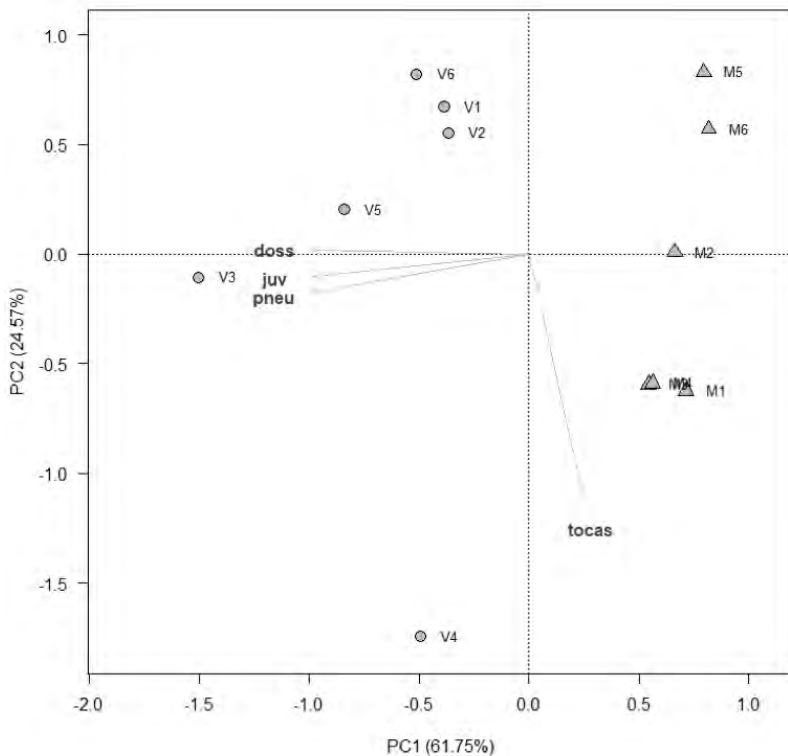


Figura 3. Análise de componentes principais das variáveis ambientais. As letras V e M representam os tratamentos, sendo V: Cobertura vegetal e M: Clareira

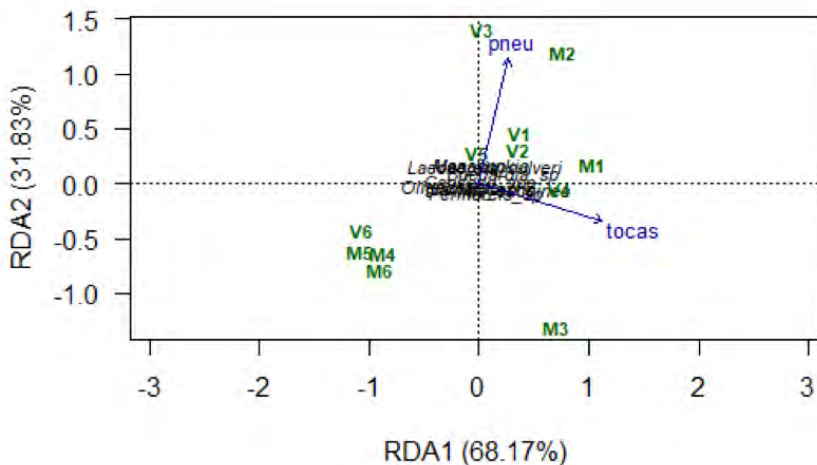


Figura 4. Análise de redundância. As letras V e M representam os tratamentos, sendo V: Cobertura vegetal e M: Clareira

Discussão

O presente estudo avaliou a influência de parâmetros ambientais sobre a estrutura da comunidade de macrofauna bentônica em dois ambientes distintos (clareira e com cobertura vegetal) em uma área de manguezal situado na Baía Babitonga. Nossos resultados indicaram que, apesar das fortes diferenças ambientais entre os ambientes amostrados, a riqueza e diversidade da macrofauna bentônica são similares apresentando comunidade relativamente pobre. Os grupos dominantes encontrados foram predominantemente oligoquetas e poliquetas, corroborando com os resultados obtidos no Diagnóstico ambiental da Baía Babitonga (Amorim *et al.*, 2006), que demonstrou alta abundância dos mesmos ao longo de todo o Canal do Linguado. Estes grupos são comuns em áreas de manguezal e algumas espécies (eg. *Laeonereis* sp.) são conhecidas por serem dominantes e tolerantes a ambientes com baixa energia ambiental, pouca salinidade e presença de substâncias químicas exógenas (Lana *et al.*, 1997; Pagliosa *et al.*, 2016).

Apesar do ecossistema manguezal ser um dos mais produtivos do planeta, geralmente apresenta uma baixa diversidade de espécies (Lee, 2008). Naturalmente estes ambientes são pouco favoráveis, devido ao forte estresse causado por diversos fatores, como as flutuações de maré e salinidade, a tendência a hipóxia e acúmulo de substâncias refratárias. Neste sentido, a composição das comunidades da macrofauna bentônica comporta poucas espécies que podem apresentar elevada abundância (McLusky & Elliot, 2004) e com adaptações para tolerar estas condições (Lee, 2008; Pagliosa *et al.*, 2016).

Embora não tenhamos encontrado diferenças nas comunidades, a distribuição e abundância dos organismos podem variar de acordo com a presença ou ausência de plantas de mangue nativa (Chen & Ye, 2011); densidade de pneumatóforos (Chapman & Tolhurst, 2004), variação espacial das plantas (Bosire *et al.*, 2004) ou agentes químicos provenientes de poluição (Zhang *et al.*, 2014) entre outros.

Sendo assim, os efeitos dos ambientes com clareira podem ser menores do que os efeitos prévios de distúrbios sobre a área amostrada ou até mesmo que os distúrbios naturais aos quais os manguezais estão submetidos. Nas últimas décadas, a região da Baía Babitonga vem sofrendo com intensas atividades antrópicas. O crescimento populacional acelerado aliado ao fechamento do Canal do Linguado está entre os principais vetores de alterações e impactos ambientais na região. Os manguezais adjacentes ao Canal do Linguado são áreas naturalmente de baixa energia, o que foi intensificado pelo fechamento do canal, que vem influenciando também no aumento da taxa de deposição de matéria orgânica (Amorim *et al.*, 2006).

Apesar da desfolhação e alteração da estrutura do mangue observada após o fenômeno das lagartas, estudos demonstram que mesmo após o ataque os indivíduos adultos conseguem se regenerar em poucas semanas, apresentando apenas um déficit de crescimento (Arun *et al.*, 2012). Contudo, esse processo de regeneração não foi observado nos manguezais da Baía Babitonga, levando a uma mortalidade expressiva das árvores e gerando padrões espaciais diferentes dentro das áreas de manguezais.

Estudos que avaliem as causas da mortalidade das árvores ainda são inexistentes, porém devido à sua inserção em uma área urbana é possível que a região esteja contaminada com agentes químicos, descarte de efluentes e a própria dinâmica do Canal do Linguado poderia estar impedindo a reestruturação do ambiente degradado. Sendo assim, a fauna bentônica atual poderia ser um reflexo de diversos efeitos antropogênicos sobre a região. Portanto, é possível que as espécies da macrofauna bentônica tenham sido previamente selecionadas, e mantidas apenas aquelas espécies resistentes, mesmo antes da mortalidade por desfolhação.

Apesar da aparente ausência de efeitos dos ambientes de clareira sobre a fauna bentônica, estudos que avaliem as condições ambientais dessas áreas com alta mortalidade das árvores são essenciais para gestão e recuperação das áreas de manguezais da Baía Babitonga.

Agradecimentos

Somos gratos pela oportunidade oferecida pelo Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina e Universidade da Região de Joinville por oportunizar estas vivências e aprendizados.

Referências

- Amorim J.C.C., Elfrink B., Carvalho J.L.B. & Casaroli L.F.R. (2006) Diagnóstico dos estudos de circulação de água no Canal do Linguado e na Baía da Babitonga. *Diagnóstico ambiental da Baía babitonga* (ed. M.J. Cremer, P.R.D. Morales, and T.M.N. Oliveira), Joinville.
- Arun P.R., Mah J. & Maya V. (2012) Ecological Costs and Benefits of Teak Defoliator (*Hyblaea puera* Cramer) Outbreaks in a Mangrove Ecosystem. *Marine Science*, **2**, 48–51.
- Bernardino F.A. (2015) Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos

- Costeiros - ReBentos Publisher: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, ed. A.Turra, M. R. Denadai). pp.134-154.
- Day J.W.J., Yañez-Arancibia A., Kemp W.M. & Crumb B.C. (2013) Introduction to estuarine ecology. Estuarine ecology (ed. J.W.J. Day, A. Yañez-Arancibia, W.M. Kemp, B.C. Crumb), Wiley-Blackwell. pp. 1–18.
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2011) *Numerical ecology with R*. Springer New York, New York.
- Bosire J.O., Dahdouh-Guebas F., Kairo J.G., Cannicci S. & Koedam N. (2004) Spatial variations in macrobenthic fauna recolonisation in a tropical mangrove bay. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 1059–1074.
- Cannicci S., Burrows D., Fratini S., Smith T.J., Offenberg J. & Dahdouh-Guebas F. (2008) Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, **89**, 186–200.
- Castro P. & Huber M.E. (2012) *Biologia Marinha*. 8 ed. Rio de Janeiro: Editora AMGH
- Chapman M.G. & Tolhurst T.J. (2004) The relationship between invertebrate assemblages and bio-dependant properties of sediment in urbanized temperate mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **304**, 51–73.
- Chen G.C. & Ye Y. (2011) Restoration of *Aegiceras corniculatum* mangroves in Jiulongjiang Estuary changed macro-benthic faunal community. *Ecological Engineering*, **37**, 224–228.
- Coutinho R. & Zalmon I.R. (2009) O bentos de costões rochosos. *Biologia marinha* (R. Coutinho, I.R. Zalmon), Editora intercência. pp. 281-297.
- Duke N.C., Ball M.C. & Ellison J.C. (1998) Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **7**, 27.
- Gray J.S. & Elliot M. (2009) *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management, 2ed*. Oxford University Press, New York, p. 225.

- Hsieh T.C., Ma K.H. & Chao A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 1451–1456.
- Lana P.D.C., Couto E.C.G. & Almeida M.V.O. and (1997) Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). *Bulletin of Marine Science*. *Bulletin of Marine Science*, **60**, 433-442.
- Lee S. (2008) Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research*, **59**, 16–29.
- Legendre P. & Legendre L. (2012) *Numerical Ecology*. 3ed. Canada: Elsevier.
- McLusky D.S. & Elliot M. (2004) *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. 3ed. Editora Oxford University Press.
- Mucha A.P. & Costa M.H. (1999) Macrozoobenthic community structure in two Portuguese estuaries: Relationship with organic enrichment and nutrient gradients. *Acta Oecologica*, **20**, 363–376.
- Nederveelde F.V., Cannicci S., Koedam N., Bosire J. & Dahdouh-Guebas F. (2015) What regulates crab predation on mangrove propagules? *Acta Oecologica*, **63**, 63–70.
- Netto S.A., Colling A., Fonseca A.L. & Fonseca K.M. (2018) Benthic Estuarine Assemblages from the Southern Brazilian Marine Ecoregion. *Brazilian estuaries, A Benthic Perspective* (P.C. Lana, A. F. Bernardino), Springer, pp.177 – 212.
- Pagliosa P.R., Oortman M.S., Rovai A.S. & Soriano-Sierra E.J. (2016) Is mangrove planting insufficient for benthic macrofaunal recovery when environmental stress is persistent? *Ecological Engineering*, **95**, 290–301.
- Smith T.J. (1987) Seed Predation in Relation to Tree Dominance and Distribution in Mangrove Forests. *Ecology*, **68**, 266–273.
- Souza M.M. de A. & Sampaio E.V.S.B. (2001) Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape-PE após a construção do porto. *Acta Botanica Brasilica*, **15**, 1–12.
- Tomlinson P.B. (2016) *The botany of mangroves*. Cambridge University Press,

Zhang Z.W., Xu X.R., Sun Y.X., Yu S., Chen Y.S. & Peng J.X. (2014) Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, 11938–11950.

A influência do tamanho de grupo e parâmetros ambientais na emissão de sons pulsados pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía Babitonga

Crivellaro, M.S.; Faga-Pacheco, F.; Villa, B. M.; Paitach, R. L.; Cremer, M. J.

Introdução

Cetáceos localizam-se, comunicam-se e caçam através de sinais acústicos (Tyack & Clark, 2000). Os cliques são pulsos sonoros em que os golfinhos podem variar seus intervalos, intensidade e frequência de acordo com o ambiente em que estão e o contexto comportamental (Au, 1993). As cadeias de cliques, por sua vez, são definidas como uma série de cliques similares, com intervalos entre eles, que podem ser constantes ou sucessivamente mais curtos (Roberts & Read, 2015). Normalmente, as cadeias de cliques são utilizadas durante atividades de forrageio e deslocamento (May-Collado & Quiñones-Lebrón, 2014), mas também ocorrem em contextos sociais, como encontros agonísticos ou na comunicação maternal (Lammers *et al.*, 2003; Clausen *et al.*, 2011). Evolutivamente, é possível que estratégias sociais tenham permanecido pela otimização da comunicação entre os indivíduos em situações de agregação.

A produção desses sinais acústicos implica em um custo energético para o indivíduo emissor (Ophir *et al.*, 2010). Algumas estratégias podem ser adotadas para lidar com os custos energéticos em diferentes situações. Os golfinhos, por exemplo,

são capazes de modificar seus parâmetros acústicos em resposta a diferentes situações de estresse (Esch *et al.*, 2009), mudanças em seu habitat (May-Collado & Wartzok, 2008; Deconto & Monteiro-Filho, 2013), na densidade de indivíduos no grupo e no contexto comportamental (Mellinger *et al.*, 2007). Além disso, os golfinhos são capazes de escutar e utilizam técnicas de caça silenciosa, localizando e rastreando uma presa que emita sons (Herzing & Santos, 2004).

Gregg *et al.* (2007) revisaram as informações sobre a audição dos golfinhos e discorreram sobre duas hipóteses principais. A primeira delas, a Hipótese da Audição Ecoica, propõe que, para obter informações do ambiente, um golfinho pode permanecer em silêncio e escutar apenas os cliques produzidos pelos coespecíficos, reduzindo, assim, os custos energéticos relacionados à emissão do som, bem como minimizando as chances de sobrepor ecos de diferentes cliques, o que poderia dificultar a interpretação do sinal recebido. Desta forma, permanecer em silêncio traria vantagens ao receptor, sendo esperado que ele o faça sempre que uma situação apropriada ocorra.

Uma teoria alternativa, a Hipótese da Audição Ecoica Multifonte, sugere que os golfinhos são capazes de obter informações ao receber os ecos dos coespecíficos, contudo, não permanecem em silêncio. Eles combinam os ecos recebidos com a sua própria ecolocalização, tornando a informação obtida ainda mais aprimorada. Isso poderia explicar a formação de natação regular e estreita dos golfinhos, como meio de direcionar a ecolocalização do grupo em um alvo específico, aumentando a precisão e reduzindo a ambiguidade do alvo. Em alguns casos, de fato, quanto maior o tamanho do grupo maior a taxa individual de sons emitidos (May-Collado *et al.*, 2007; Oswald *et al.*, 2008). As duas hipóteses não são necessariamente mutuamente excludentes e os golfinhos de fato devem ser capazes de escolher a estratégia mais adequada para cada situação.

As diferenças no repertório acústico do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, entre regiões parecem ser uma resposta adaptativa às condições ambientais de cada local, como temperatura, salinidade e turbidez (Deconto & Monteiro-Filho, 2013). Entretanto, pouco se sabe a respeito da influência do tamanho de grupo sobre as

estratégias de ecolocalização adotadas pelos botos-cinzas. Entender os fatores que influenciam o comportamento acústico desses animais é importante para fins de conservação. Infelizmente, técnicas de captação sonora que possibilitam reconhecer individualmente os emissores dos sons captados ainda são muito onerosas ou dependem da contenção física dos animais. Nesse sentido, equipamentos de monitoramento acústico passivo (MAP) podem ser muito úteis para o avanço dos estudos do gênero.

O boto-cinza é amplamente distribuído pela costa atlântica americana, estando presente desde as Honduras (Silva & Best, 1996) até o Estado de Santa Catarina, Brasil (Flores *et al.*, 2018), onde encontramos a população mais austral nos entornos da Área de Proteção Ambiental de Anhatomirim, entre os municípios de Florianópolis, Biguaçu e Governador Celso Ramos. A espécie tem intrínseca relação com os locais em que se encontram, havendo populações com elevado grau de residência. Na Baía Babitonga, encontramos uma população residente de botos-cinzas com cerca de 180 indivíduos (Hardt *et al.*, 2010; Cremer *et al.*, 2011). A baía é formada por um estuário com águas calmas e rasas, sem grandes predadores e rica em recursos, onde os golfinhos se alimentam, descansam e se reproduzem (Cremer & Simões-Lopes, 2008; Hardt *et al.*, 2010).

Nosso objetivo foi entender se existe uma relação entre o tamanho de grupo com as taxas de emissão acústica dos botos-cinzas e se estas têm relação com a profundidade e a visibilidade da área. Nossa primeira hipótese é de que quanto maior o grupo de botos-cinzas, maior os números de cliques, de cadeias de cliques e da duração da emissão de cadeias de cliques do grupo. Nossa segunda hipótese, em consonância com a Hipótese da Audição Ecoica, é que o número médio de cliques por minuto por indivíduo (cliques/minuto/indivíduos) seja inversamente proporcional ao tamanho dos grupos de golfinhos, de forma que o golfinhos economizem energia percebendo o ambiente pela resposta da emissão de cliques também de outros integrantes do grupo. Além disso, como os golfinhos utilizam a ecolocalização para perceber o ambiente e os sinais de ecolocalização são muito direcionais, espera-se que, em ambientes com menor visibilidade e profundidade, o número de cliques captados, assim como a quantidade e a duração das cadeias, sejam maiores.

Metodologia

A área de estudo escolhida para o trabalho foi o ambiente estuarino da Baía Babitonga, localizada no norte do Estado de Santa Catarina (Figura 1). Realizamos a coleta de dados durante a manhã, entre às 9h12 e às 12h59, no mesmo período de maré, através de busca ativa com embarcação inflável de 6,5m de comprimento e motor de popa de 200HP, seguindo uma velocidade constante de 20km/h. Sempre que avistávamos um grupo de botos-cinzas nos aproximávamos em velocidade reduzida, o motor era desligado e dois equipamentos de monitoramento acústico passivo eram lançados na água, um em cada lado da embarcação, durante 8 a 17 minutos por ponto.

O equipamento foi posicionado a 2m de profundidade e, em áreas mais rasas, ele foi posicionado na maior profundidade possível. Em cada ponto medimos a visibilidade da água com disco de Secchi e a profundidade com auxílio de uma sonda digital Hondex PS-7. As coordenadas foram obtidas a partir de um GPS. Além disso, todo o trajeto percorrido com a embarcação foi registrado com o auxílio do aplicativo Strava, versão 87.0.2 (www.strava.com/activities/1920921168). Consideramos como grupo um conjunto de indivíduos envolvidos em uma mesma atividade dentro de um raio de até 100 metros. Consideramos o número de indivíduos no grupo pelo consenso de, no mínimo, três observadores.

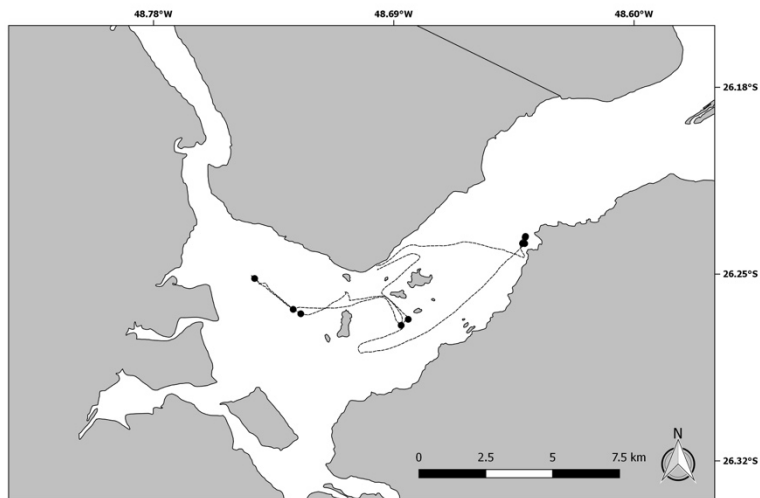


Figura 1: Área de estudo. Linha tracejada demonstra o trajeto feito com a embarcação. Pontos negros indicam os locais de observação dos grupos de *Sotalia guianensis*.

Os equipamentos de monitoramento acústico passivo utilizados foram C-PODs (CheloniaLimited[®]), que têm alta sensibilidade e um detector de sons pulsados automatizado, monitorando a faixa de 20 a 160 kHz em um raio de aproximadamente 400m. Os dados coletados pelos C-PODs foram extraídos utilizando o programa C-POD.exe, Chelonia Inc., versão 2.044, que permite a identificação e análise das seqüências de sons pulsados. O programa possui funções de exportação que possibilitam a análise dos sons individualizados por pulsos (cliques), ou agrupados por cadeias de cliques.

Para investigar a influência do tamanho do grupo, da profundidade e da visibilidade nas taxas de emissão acústica, inicialmente testamos a colinearidade entre essas variáveis explanatórias a partir de correlações de Pearson. Utilizamos regressões

lineares simples, relacionando as variáveis explanatórias ao número médio de cliques por minuto e à quantidade e duração das cadeias de cliques por minuto.

Buscando uma melhor compreensão do quanto o tamanho dos grupo influencia na taxa individual de emissão de cliques, à luz da teoria da audição ecóica (Gregg *et al.*, 2007), também foi realizada uma regressão linear para testar a relação entre o número de cliques por minuto por indivíduo (cliques/min/indivíduo) e o tamanho dos grupos. Para todas as análises, consideramos apenas aqueles minutos em que houve o registro de pelo menos um clique. Esse critério foi estabelecido devido à direcionalidade na emissão acústica dos golfinhos, implicando que a ausência completa de cliques durante um determinado minuto da gravação pode estar associada a um viés metodológico, não refletindo a realidade. As análises foram realizadas na plataforma R (R Core Team, 2018).

Resultados

Durante a amostragem, observamos nove grupos, com média de $10,6 \pm 6,1$ indivíduos. Em três observações avistamos filhotes. A profundidade média foi de $8,7 \pm 5,1$ metros e a visibilidade média foi de $0,85 \text{ m} \pm 0,23 \text{ m}$. Em relação às taxas de emissão sonora dos grupos, o número médio de cliques por minuto foi $96,5 \pm 107$ cliques/min, a média de cadeias de cliques foi $5,9 \pm 6,6$ cadeias/min, com duração total de $26,8 \pm 39,7$ segundos/min. Cada cadeia auscultada tinha, em média, $13,83 \pm 10,71$ cliques e duração de $0,54 \pm 0,56$ segundos.

Inicialmente, testamos a existência de uma correlação entre as variáveis explanatórias, observando uma alta correlação (>75%) entre a profundidade e a visibilidade (Figura 2).

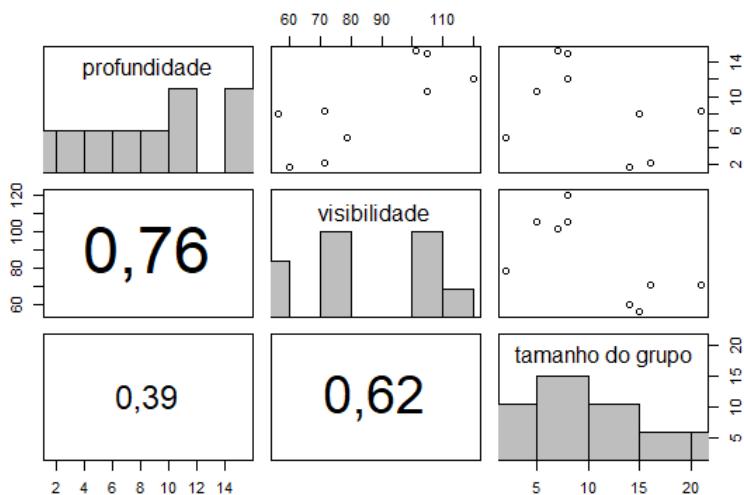


Figura 2: Matriz de correlação entre as variáveis explanatórias. A diagonal central mostra o histograma das variáveis explanatórias. O valor absoluto da correlação entre as variáveis está expresso abaixo dessa diagonal, enquanto uma representação gráfica da correlação pode ser observada acima da diagonal.

O número médio de cliques por minuto aumentou com o tamanho do grupo ($r^2=0,758$; $F=26,01$; $gl=7$; $p=0,001$) e diminuiu com a visibilidade ($r^2=0,699$; $F=19,55$; $gl=7$; $p=0,003$). A profundidade não influenciou no número de cliques por minuto ($r^2=0,348$; $F=5,268$; $gl=7$; $p=0,055$), embora tenha mostrado uma tendência de relação negativa (Figura 3).

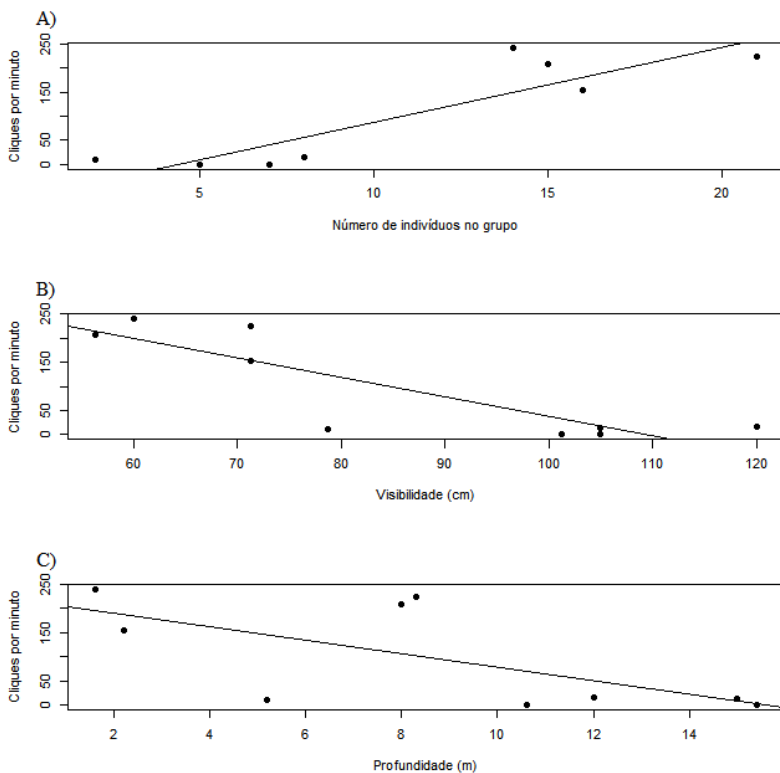


Figura 3. Relação entre número médio de cliques por minuto e o tamanho do grupo (A), a visibilidade (B) e a profundidade (C) do ponto amostral.

Observamos que os fatores que influenciaram a quantidade de cadeias de cliques por minuto foram a visibilidade ($r^2=0,727$; $F=22,25$; $gl=7$; $p=0,002$) e o tamanho do grupo ($r^2=0,773$; $F=28,3$; $gl=7$; $p=0,001$). A profundidade, por sua vez, não demonstrou influenciar no número de cadeias emitidas ($r^2=0,259$; $F=3,789$; $gl=7$; $p=0,093$; Figura 4).

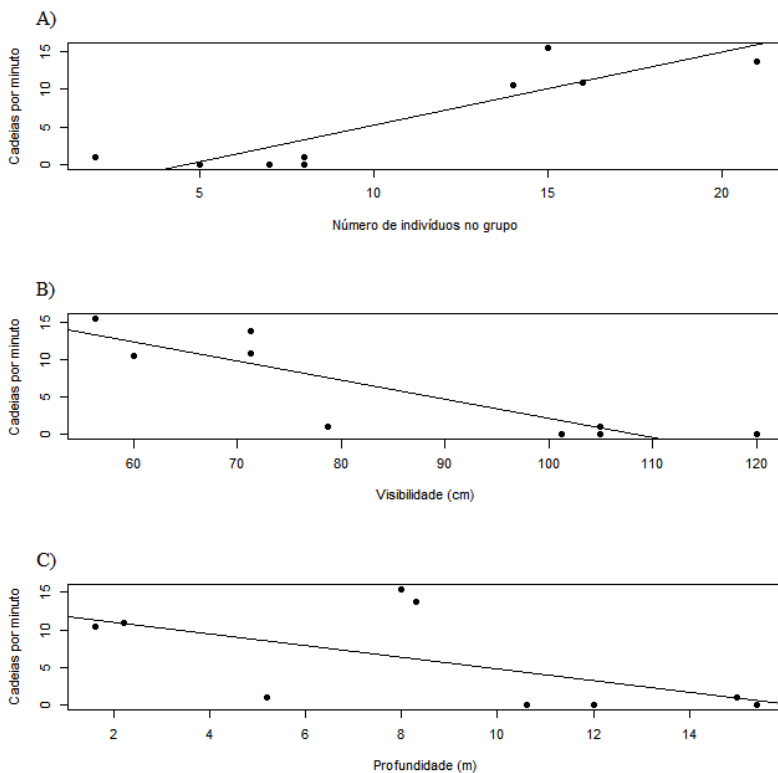


Figura 4. Relação entre número de cadeias por minuto e o tamanho do grupo (A), a visibilidade (B) e a profundidade (C) do ponto amostral.

A duração das cadeias de cliques, similarmente, foi positivamente influenciada pelo tamanho do grupo ($r^2=0,630$; $F=11,22$; $gl=5$; $p=0,020$) e negativamente pela

visibilidade ($r^2=0,655$; $F=12,39$; $gl=5$; $p=0,017$). A profundidade não influenciou a variável ($r^2=0,032$; $F=1,196$; $gl=5$; $p=0,324$) (Figura 5).

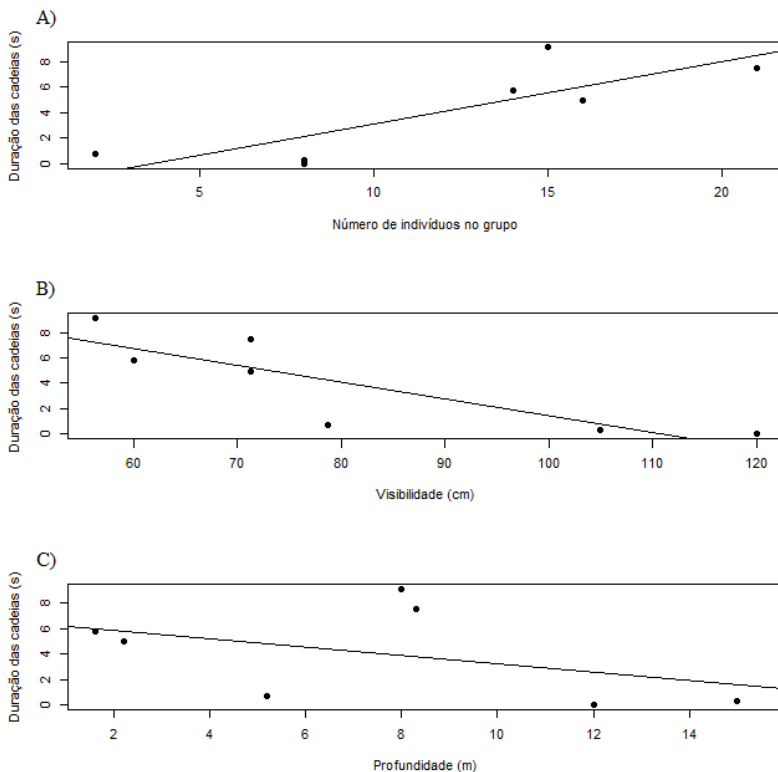


Figura 5. Relação entre a duração das cadeias de clique e o tamanho do grupo (A), a visibilidade (B) e a profundidade (C) do ponto amostral.

O número médio de cliques por minuto por indivíduo também aumentou com o tamanho do grupo ($r^2=0,433$; $F=7,119$; $gl=7$; $p=0,032$) (Figura 6). É importante ressaltar, uma vez mais, que tal dado se refere à média dos indivíduos do grupo, visto que as técnicas de captação sonora não permitem identificar quais indivíduos do grupo são responsáveis pela emissão do som registrado.

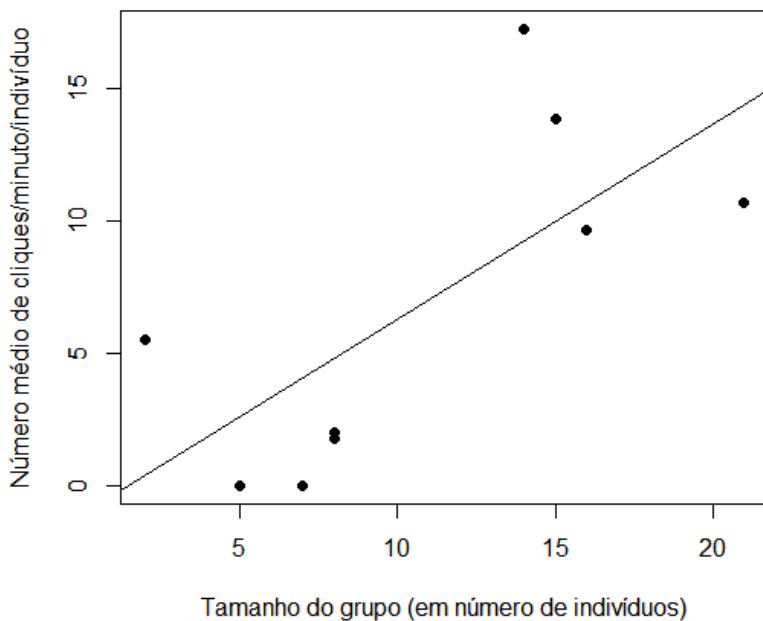


Figura 6: Relação entre o número médio de cliques por minuto por indivíduo e o tamanho de grupo.

Discussão

Este é o primeiro estudo que investigou a existência de relação entre o tamanho de grupo e parâmetros ambientais nas taxas de emissões de sons pulsados de *Sotalia guianensis* na Baía Babitonga, além de buscar indícios da Hipótese da Audição Ecoica.

As maiores taxas de emissões sonoras de botos-cinzas nas condições de visibilidade reduzida demonstraram a importância destas para ecolocalização dos indivíduos no ambiente. Além disso, quanto maior o grupo, maior o número de sinais sonoros emitidos e, também, maior número médio de cliques por indivíduo, o que não dá suporte à Hipótese da Audição Ecoica. Entretanto, a técnica para captação sonora, que não permite individualizar os cliques recebidos, pode ser um limitador para uma efetiva conclusão a respeito da utilização da Audição Ecoica pelos botos-cinzas da Baía Babitonga.

A profundidade não influenciou as taxas de emissão acústica do boto-cinza, mas isso também pode estar associado a um viés metodológico. É sabido que a produção de pulsos acústicos pelos golfinhos possui forte direcionalidade, sendo que a proliferação dos sons é muito mais eficiente no eixo à frente dos animais do que para os lados ou atrás (Amundin, 1991). Desta forma, em maiores profundidades a chance de um emissor produzir sinais em uma direção contrária à do equipamento de monitoramento acústico aumenta, diminuindo a possibilidade do som ser registrado. Entretanto, pelos nossos resultados, a profundidade não demonstrou influenciar nenhuma das variáveis respostas testadas.

Os cliques são fundamentalmente importantes para navegação e localização de presas. Os cliques também aparecem no contexto social (“burst pulses”), mas de forma secundária. No caso dos botos-cinzas, o principal som utilizado em um contexto social são os assovios (Janik, 2000). Os assovios podem contribuir para a manutenção da coesão do grupo (Janik & Slater, 1998) e, normalmente, a grande expressão desse som aparece associada às interações sociais (May-Collado & Wartzok, 2008). Curiosamente, os resultados desses autores com os sons tonais coincidem com o que encontramos com os sons pulsados, na medida em que, quanto maior o grupo, maiores são as taxas de emissões sonoras, o que poderia indicar uma maior intensidade de socialização entre os indivíduos. Ou ainda as menores taxas de emissão sonora nos grupos menores podem indicar que os golfinhos estariam economizando energia. Todavia, com menos indivíduos, também pode haver menor chance de captação de sons produzidos. Nosso estudo sugere que os sons pulsados

exercem um papel mais importante do que a eles são atribuídos dentro de um contexto de socialização.

Nos grupos maiores, pode ser tanto que um indivíduo - ou um conjunto pequeno do grupo - emita muitos mais cliques, poupando os demais, conforme uma das premissas Hipótese da Audição Ecoica. Entretanto, pode ocorrer que cada indivíduo emita mais cliques, de forma a tornar mais equitativa a emissão destes, conforme a Hipótese da Audição Ecoica Multifonte (Gregg *et al.*, 2007). Uma outra possibilidade é que o aumento do número médio de cliques por indivíduo em grupos maiores ocorra para que cada boto consiga identificar com maior precisão a posição dos indivíduos ao seu redor. Outra questão a ser considerada é quanto ao comportamento que cada grupo apresenta, podendo ocorrer que grupos em caça tenham maior número de cliques por indivíduo em relação a grupos que estejam realizando outras atividades. Neste sentido, nossos resultados estão em consonância com a Hipótese da Audição Ecoica Multifonte.

Gregg *et al.* (2007) recomendam questões que devem ser respondidas para facilitar a discussão sobre o papel da audição ecoica na vida das espécies de golfinhos, como de que forma os golfinhos processam os ecos produzidos pelos coespecíficos em conjunto com os seus. Caso isso seja possível, aumenta-se ou diminui-se o reconhecimento? Qual o papel do contexto em que o indivíduo/grupo estaria inserido para esse reconhecimento fosse aprimorado? Levanta ainda questões sobre o real custo metabólico para produção da ecolocalização, em quais circunstâncias os indivíduos e os grupos de golfinhos utilizam a ecolocalização, e quando eles permanecem em silêncio e como a formação de natação e sincronia do grupo está relacionada ao uso da ecolocalização.

O aprofundamento do conhecimento sobre a produção de sons nos golfinhos pode contribuir com o entendimento dos aspectos acerca da captura acidental em redes de pesca, considerada a principal ameaça para a conservação dos pequenos cetáceos (Read *et al.*, 2006). Compreender as razões pelas quais os golfinhos são capturados nas redes continua a ser um desafio. Na Argentina, Bordino (comunicação pessoal) observou que os golfinhos do gênero *Pontoporia* produziram significativamente

menos sinais de ecolocalização durante os deslocamentos, levando-os a sugerir que os animais não usavam ou usavam pouquíssima ecolocalização entre as áreas de alimentação, tornando-se mais suscetíveis ao emaranhamento em redes de emalhar (Bordino *et al.*, 1999). De fato, foi postulado que os golfinhos não precisam examinar constantemente o meio ambiente com sinais de ecolocalização e o fazem em diferentes frequências de acordo com o contexto comportamental (Wood & Evans, 1980).

Os estudos acústicos realizados ao longo das últimas duas décadas demonstraram que a variação do comportamento acústico do boto-cinza está relacionada principalmente aos fatores ambientais locais, como temperatura, salinidade e turbidez (Monteiro-Filho & Monteiro, 2001; Deconto & Monteiro-Filho, 2013; Lima & Le Pendu, 2014; Leão *et al.*, 2016). Martins (2010) associou a ausência da captação de som com a turbidez da água, sugerindo que, em locais com águas mais claras, os golfinhos devem utilizar com mais frequência a visão do que os recursos acústicos. O mesmo parece ocorrer com os botos-cinzas da Baía Babitonga, nos locais onde a visibilidade era maior praticamente não houveram sons captados. Entretanto deve-se ter cautela com este resultado, uma vez que no geral a visibilidade é muito baixa neste ambiente estuarino, mesmo em locais em que ela é relativamente maior.

Outro fator que pode influenciar nas taxas de emissões acústicas dos golfinhos é a presença de embarcações (May-Collado & Quiñones-Lebrón, 2014; Martins *et al.*, 2018). May-Collado & Quiñones-Lebrón (2014) registraram que, durante atividades de forrageio, os golfinhos alteram o padrão de emissão acústica na presença de embarcações, aumentando a frequência do som, possivelmente para sobrepor o ruído gerado. Martins *et al.* (2018) encontraram resultados semelhantes. Os autores perceberam que a faixa de frequência dos ruídos antrópicos (0.43 - 35.8 kHz) sobrepõe com as utilizadas pelos golfinhos (1 - 48 kHz), causando mudanças na emissão sonora, como o aumento considerável no número de assobios e uma redução nas cadeias de cliques. Durante nossa amostragem, quando avistávamos um grupo de golfinhos, o motor da embarcação era desligado. Em estudo pretérito realizado com esta mesma população de botos-cinzas foi observado uma diminuição na frequência acústica dos sons produzidos durante a passagem de embarcações,

sendo que, após a passagem das destas, os sons eram restabelecidos na frequência inicial (Dias, 2007). Cabe ressaltar que neste trabalho não avaliamos a frequência dos sons, considerando que, para os sons pulsados, diferentemente dos tonais, não é esperado uma alteração significativa dos parâmetros de frequência em curto prazo, uma vez que tais parâmetros acústicos são condicionados por características anatômicas das espécies (Amundin, 1991).

Investigar como as variações das emissões acústicas dos golfinhos ocorrem em diferentes ocasiões é fundamental para entender seu comportamento e uso do biosonar em geral. O presente estudo evidencia que as variações no comportamento acústico do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, estão relacionadas ao tamanho do grupo e à visibilidade da água. Em relação ao tamanho do grupo, enquanto existirem limitações para a individualização dos golfinhos nas técnicas de captação sonora, as questões levantadas pela hipótese da Audição Multifontes permanecem carentes de maior aprofundamento, apesar de evidências indiretas que estão em consonância com essa teoria. Em relação à profundidade, uma opção para tentar contornar o viés metodológico, é a utilização de mais de um aparelho de captação sonora, sendo que um deles deve ser posicionado mais ao fundo e outro mais próximo a superfície. Por fim, alguns pontos importantes que podem ser avaliados nos estudos futuros são: o comportamento exercido pelo grupo no momento do registro, além de uma categorização mais detalhada dos diferentes tipos de sons pulsados.

Conclusão

Encontramos que tanto o número de emissão de cadeias de cliques, quanto a duração das cadeias e o número de cliques, balizados por minuto, tiveram relação positiva com o número de indivíduos do grupos e relação negativa com a visibilidade. A profundidade não influenciou esses fatores, embora possa ser um artifício da metodologia empregada. Esses resultados estão em acordo tanto com a Hipótese da Audição Ecoica quanto a da Audição Ecoica Multifontes. Entretanto, quando se analisa o número de cliques médio por indivíduo em relação ao tamanho do grupo, evidencia-se uma influência positiva, robustecendo a segunda hipótese. As

implicações sobre os custos-benefícios em termos energéticos desse comportamento merecem maiores estudos futuros e podem contribuir para compreensão dos fatores envolvidos nas capturas acidentais de pequenos cetáceos, subsidiando a elaboração de estratégias de conservação das espécies.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória e à Univille, por darem as condições para que esse estudo pudesse ser conduzido, em especial ao professor Cláudio Türeck. Agradecemos também ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina. Somos gratos a todos os colegas do curso de Ecologia de Campo 2018, bem como aos professores, pós-doutorandos e todas as pessoas que estiveram envolvidas direta e indiretamente em nossa estadia em São Francisco do Sul. MSC e BMV agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001 pelas bolsas de estudo. FFP agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado (Processo no 133320/2018-9) e ao Prof. Dr. Carlos Frederico Deluqui Gurgel, pelo aceite como orientador. MJC agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade (Processo no 310477/2017-4). MJC e RLP agradecem ao Fundo de Apoio à Pesquisa - FAP/Univille pelo suporte financeiro aos estudos com cetáceos na Baía Babitonga. As atividades de pesquisa de campo estimularam a criação da poesia-canção "O Boto-Cinza", que pode ser conferida no Anexo IV deste livro.

Referências

- Amundin M. (1991) *Sound production in odontocetes with emphasis on the harbour porpoise Phocoena phocoena*. Stockholms Universitet, Stockholm.
- Au W.W.L. (1993) Characteristics of dolphin sonar signals. *The sonar of dolphins* (ed. por W.W.L. Au), pp. 115–139. Springer, New York, NY.

- Bordino P., Thompson G. & Iñíguez M. (1999) Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **1**, 213–222.
- Clausen K.T., Wahlberg M., Beedholm K., Deruiter S. & Madsen P.T. (2011) Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Bioacoustics*, **20**, 1–28.
- Cremer M.J. & Simões-Lopes P.C. (2008) Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **25**, 397–402.
- Cremer M.J., Hardt F.A.S., Tonello A.J. & Simões-Lopes P.C. (2011) Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Southern Brazil. *Zoological Studies*, **50**, 327–337.
- Deconto L.S. & Monteiro-Filho E.L.A. (2013) High initial and minimum frequencies of *Sotalia guianensis* whistles in the southeast and south of Brazil. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **134**, 3899–3904.
- Dias C.P. (2007) *Avaliação da poluição sonora na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil e seus efeitos sobre o repertório sonoro do golfinho Sotalia guianensis (Cetacea: Delphinidae)*. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharelado em Biologia Marinha. Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE, São Francisco do Sul. 70p.
- Esch H.C., Sayigh L.S. & Wells R.S. (2009) Quantifying parameters of bottlenose dolphin signature whistles. *Marine Mammal Science*, **25**, 976–986.
- Flores P.A., Silva V.M. da & Fettuccia D. de C. (2018) Tucuxi and Guiana Dolphins: *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. *Encyclopedia of marine mammals* (ed. por B. Würsig, J. Thewissen e K.M. Kovacs), pp. 1024–1027. Academic Press, San Diego, California.
- Gregg J.D., Project D.C., Dudzinski K.M. & Smith H.V. (2007) Do dolphins eavesdrop on the echolocation signals of conspecifics? *International Journal of Comparative Psychology*, **20**, 65–88.
- Hardt F.A.S., Cremer M.J., Tonello A.J. & Simões-Lopes P.C.A. (2010) Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga

- bay, south coast of Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, **8**, 117–121.
- Herzing D.L. & Santos M.E. dos (2004) Functional aspects of echolocation in dolphins. *Echolocation in bats and dolphins* (ed. por J.A. Thomas, C.F. Moss e M. Vater), pp. 386–393. The University of Chicago Press, Chicago.
- Janik V.M. (2000) Whistle matching in wild Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). *Science*, **289**, 1355–1357.
- Janik V.M. & Slater P.J. (1998) Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. *Animal Behaviour*, **56**, 829–838.
- Lammers M.O., Au W.W.L. & Herzing D.L. (2003) The broadband social acoustic signaling behavior of spinner and spotted dolphins. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **114**, 1629–1639.
- Leão D.T., Monteiro-Filho E.L. & Silva F.J. (2016) Acoustic parameters of sounds emitted by *Sotalia guianensis*: dialects or acoustic plasticity. *Journal of Mammalogy*, **97**, 611–618.
- Lima A. & Le Pendu Y. (2014) Evidence for signature whistles in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilhéus, northeastern Brazil. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **136**, 3178–3185.
- Martins D.T.L. (2010) *Caracterização do repertório acústico do boto-cinza, Sotalia guianensis, e impacto de embarcações no nordeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado em Psicobiologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 122p.
- Martins D.T.L., Rossi-Santos M.R. & Silva F.J. de L. (2018) Effects of anthropogenic noise on the acoustic behaviour of *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) in Pipa, North-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **98**, 215–222.
- May-Collado L.J. & Quiñones-Lebrón S.G. (2014) Dolphin changes in whistle structure with watercraft activity depends on their behavioral state. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **135**, EL193–EL198.

- May-Collado L.J. & Wartzok D. (2008) A comparison of Bottlenose Dolphin whistles in the Atlantic Ocean: factors promoting whistle variation. *Journal of Mammalogy*, **89**, 1229–1240.
- May-Collado L.J., Agnarsson I. & Wartzok D. (2007) Reexamining the relationship between body size and tonal signals frequency in whales: a comparative approach using a novel phylogeny. *Marine Mammal Science*, **23**, 524–552.
- Mellinger D.K., Stafford K.M., Moore S.E., Dziak R.P. & Matsumoto H. (2007) An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. *Oceanography*, **20**, 36–45.
- Monteiro-Filho E.L. & Monteiro K.D. (2001) Low-frequency sounds emitted by *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in an estuarine region in southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, **79**, 59–66.
- Ophir A.G., Schrader S.B. & Gillooly J.F. (2010) Energetic cost of calling: general constraints and species-specific differences. *Journal of Evolutionary Biology*, **23**, 1564–1569.
- Oswald J.N., Rankin S. & Barlow J. (2008) To whistle or not to whistle? Geographic variation in the whistling behavior of small odontocetes. *Aquatic Mammals*, **34**, 288–302.
- R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Read A.J., Drinker P. & Northridge S. (2006) Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, **20**, 163–169.
- Roberts B.L. & Read A.J. (2015) Field assessment of C-POD performance in detecting echolocation click trains of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science*, **31**, 169–190.
- Silva V.M.F. da & Best R.C. (1996) *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*, 1–7.
- Tyack P.L. & Clark C.W. (2000) Communication and Acoustic Behavior of Dolphins and Whales. *Hearing by whales and dolphins* (ed. W.W.L. Au, R.R. Fay, and A.N. Popper), Springer, New York, NY. pp. 156–224.

Wood F.G. & Evans W.E. (1980) Adaptiveness and ecology of echolocation in toothed whales. *Animal sonar systems* (ed. por R.-G. Busnel e J.F. Fish), pp. 381–425. Plenum Press, New York, NY.

Particionamento da diversidade beta: estudo da macrofauna bêntica em um gradiente riacho-estuário

Simões-Clivatti, T.R.O.S.; Pierry, J.C.; Barbieri, C.B.; Azevedo, E.Z.; Silveira, T.C.L.; Lemes-Silva, A.L.

Introdução

Apesar dos desafios a respeito dos detalhamentos da distribuição das diferentes comunidades biológicas, os processos que operam em diferentes níveis espaço-temporais são considerados importantes na sua estruturação (HilleRisLambers *et al.*, 2012). Estes processos funcionam como direcionadores ambientais e podem gerar padrões de diversidade em diferentes escalas biogeográficas (Wiens & Donoghue, 2004), funcionando como filtros ambientais sobre o “pool” de espécies (Figura 1) (Belyea & Lancaster, 1999; Chase, 2003; Götzenberger *et al.*, 2012). Em conjunto, a ação desses filtros pode afetar tanto a diversidade alfa, ou seja, o número de espécies em uma área de habitat, como também a diversidade beta, a qual é definida como a diferença na composição de espécies entre duas comunidades ao longo de gradientes ambientais ou a taxa de substituição (i.e. “turnover”) de espécies entre locais distintos. A diversidade alfa e beta são utilizadas para descrever e mensurar a biodiversidade e constituem ferramentas importantes nas estimativas de riquezas de espécies em múltiplas escalas e na compreensão de mudanças na composição das comunidades (Whittaker, 1960). A medida de diversidade beta pode refletir dois fenômenos: aninhamento (perda sequencial de espécies) e “turnover” espacial (troca de espécies) (Harrison *et al.*, 1992; Baselga *et al.*, 2007). Dessa forma, o “turnover”

seria a taxa de troca de espécies a partir da comparação da composição de diferentes comunidades ao longo de um gradiente espacial ou temporal (Anderson *et al.*, 2011), e o aninhamento indicaria o quanto às comunidades com baixos valores de riqueza de espécies são um subconjunto das comunidades que possuem riqueza maior (Baselga, 2010).

Os estuários constituem importantes zonas de transição entre o continente e o ambiente marinho, tendo como principal característica a mistura de águas doce e salobra, além de serem caracterizadas por um gradiente de salinidade e uma variação concomitante na riqueza de espécies de invertebrados e peixes (Bleich *et al.*, 2011). Mundialmente, são conhecidos como os sistemas mais produtivos do mundo, devido ao seu grande potencial para o desenvolvimento de atividades econômicas. Diante do exposto, formulamos a seguinte hipótese: há um “turnover” na composição da macrofauna bêntica ao longo do gradiente riacho-estuário, devido às diferentes características dos ambientes amostrados, com o intuito de verificar se há “turnover” ou aninhamento de espécies da macrofauna bêntica ao longo de um gradiente riacho-estuário, destacando os principais direcionadores (“drivers”) que podem causar a variação na composição das comunidades entre os locais.

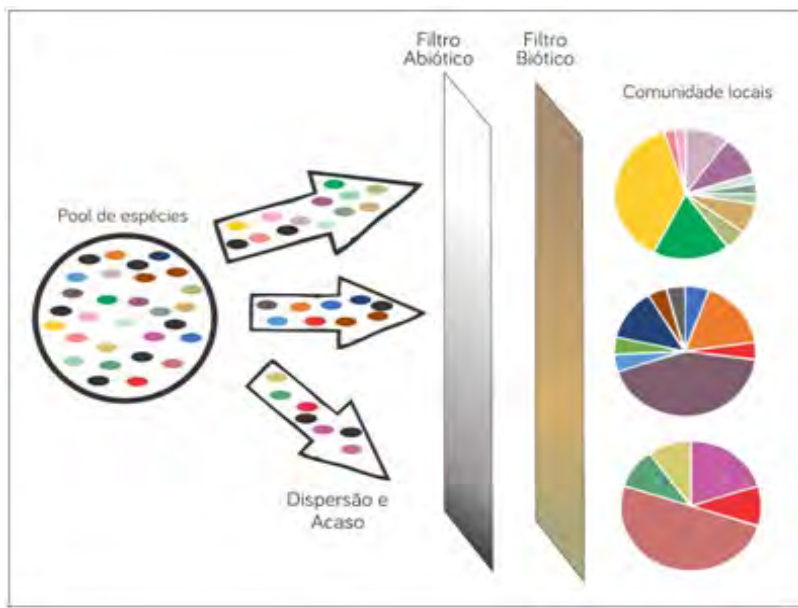


Figura 1. Esquema da seleção das comunidades locais considerando o “pool” de espécies regional (adaptado de HilleRisLambers *et al.* (2012).

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado no interior e no entorno do CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental. Foram estabelecidas previamente três áreas de amostragens (Figura 2): um trecho de riacho de segunda ordem (área 1); uma área intermediária entre o riacho e o estuário (área 2); e uma área na região estuarina (área 3). Em cada uma das três áreas foram realizadas amostragens para a coleta da macrofauna bêntica presente no local.

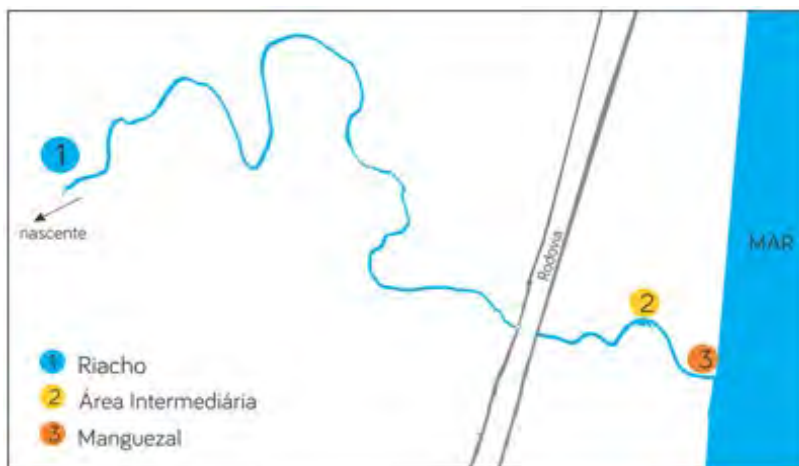


Figura 2. Croqui das regiões de coleta de macrofauna bêntica, onde 1: área de riacho; 2: área intermediária e 3: área estuarina, em um gradiente riacho-estuário inserido no entorno do CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental, Vila da Glória – SC.

Coleta de dados

O critério de escolha das áreas amostradas foi a medida de porcentagem da salinidade a qual foi aferida com o auxílio de um refratômetro KASVI – modelo K52/100. Foram utilizados dois tipos de amostradores: (1) um “surber” (30 x 30 cm; 500 µm de abertura de malha) para as coletas realizadas nos trechos do riacho, e (2) uma draga Eckman-Birge (15 x 15 cm) para as coletas em áreas mais profundas, de sedimento mole e sem correnteza.

As coletas da macrofauna bêntica nos trechos do riacho foram realizadas posicionando o “surber” de frente para o curso de água, e revolvendo o substrato em frente ao equipamento por 15 segundos. Todo o material aprisionado no amostrador foi transferido para uma bandeja e depois armazenado em sacos plásticos devidamente identificados. Em cada ponto de coleta foram descritas as seguintes

características ambientais: tipo de vegetação, presença de matéria orgânica, porcentagem de cobertura vegetal e descrição do tipo de sedimento presente.

Devido às condições das áreas 2 e 3, foi utilizado como amostrador uma Draga de Eckman, com uma área de amostragem de 225 cm². Todo o material coletado foi lavado com a água corrente e armazenado em sacos plásticos devidamente identificados.

Em laboratório, a triagem do material foi realizada com o auxílio de uma caixa com luz, em sessões de 15 minutos. Todos os organismos triados foram contados e identificados com lupa até o menor nível taxonômico possível auxílio de chaves de identificação e especialistas na área.

Análises dos dados

As análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2018), com suporte do pacote betapart (Baselga & Orme, 2016). A diversidade beta da macrofauna bêntica foi descrita a partir de análise de partição de diversidade com o intuito de avaliar o aninhamento e "turnover" entre as áreas de riacho, área intermediária e estuário. Além disso, foram construídas curvas de riqueza, diversidade e rarefação utilizando o pacote iNEXT e a extensão ggiNEXT (Chao *et al.*, 2014). As curvas foram construídas para uma melhor visualização desses parâmetros relacionando as três áreas e para verificação da eficácia do esforço amostral.

Resultados

Parâmetros abióticos

A área do riacho apresentou salinidade igual a zero e substrato heterogêneo rico em matéria orgânica grossa como folhiços e troncos. A vegetação ripária é presente com sombreamento parcial. A área intermediária, inserida no mangue, apresentou salinidade 10, substrato homogêneo cobertura vegetal mais aberta e matéria

orgânica fina majoritariamente com lama. Por fim, a área de estuário apresentou salinidade 20, um substrato também homogêneo, presença de mangue, cobertura vegetal aberta e com abundante matéria orgânica fina.

Tabela 1. Descrição das características ambientais observadas nas três áreas amostradas.

Áreas	Salinidade	Substrato	Vegetação	Cobertura vegetal	Matéria orgânica
Riacho	0	Heterogêneo	Floresta	Fechada	Grossa
Intermediário	10	Homogêneo	Mangue	Aberta	Fina
Estuário	20	Homogêneo	Mangue	Aberta	Fina

Macrofauna bêntica

Foram coletados 23 táxons de macrofauna bêntica, distribuídos em 10 morfoespécies na área de riacho, 08 no ambiente intermediário e 05 na região estuarina (Tabela 2). A maior riqueza taxonômica e abundância total foi encontrada nos trechos do riacho (Figura 3a), com total de 84 indivíduos encontrados, e 10 morfoespécies exclusivas desta área. Das 08 morfoespécies coletadas no ambiente intermediário, 07 foram amostradas somente neste local. A região estuarina foi o local com menor abundância (apenas 37 indivíduos) e 4 das morfoespécies identificadas foram coletadas somente nesta região. Nenhum táxon foi comum as três áreas, sendo que somente *Laonereis pandoensis* foi encontrada tanto na área intermediário quanto no estuário.

Tabela 2. Aninhamento e “turnover” para macrofauna bêntica amostrada em um gradiente riacho - estuário inserido no entorno do CEPA.

Taxa	Riacho	Intermediário	Estuário	Total
Baetidae	4			4
Calamoceratidae	6			6
Calopterigidae	1			1
Dixidae	1			1
Elmidae	1			1
Leptoceridae	3			3
Leptophlebiidae	2			2
Limnephilidae	62			62
<i>Macrobrachium</i>	3			3
Perlidae	1			1
<i>Monokalliapseudes</i>		1		1
Oligochaeta		64		64
<i>Sinelobus stanfordi</i>		1		1
Tipulidae		1		1
<i>Uca sp</i>		3		3
<i>Uca sp1</i>		1		1
<i>Uca sp2</i>		1		1
<i>Laeonereis pandoensis</i>		8	5	13
Chironomidae			2	2
<i>Ephafaeroma sp</i>			1	1
<i>Heliopia australis</i>			28	28
<i>Nephytis sp</i>			1	1
Total	84	80	37	201

O índice de Simpson (Tabela 3) demonstrou uma dissimilaridade total entre o riacho e as demais áreas (1.000), enquanto entre as áreas intermediária e estuário esse índice foi um pouco menor (0.800). O aninhamento entre o riacho e as demais áreas foi inexistente e entre o estuário e intermediária foi muito baixo (0.046). Em relação ao “turnover”, houve uma troca completa de espécies entre o riacho e as demais áreas (1.000). Já entre as áreas intermediária e estuário essa substituição foi um pouco menor (0.846).

Tabela 3. Índice de dissimilaridade de Simpson e particionamento da diversidade em “turnover” e aninhamento para a macrofauna bêntica em um gradiente riacho-estuário inserido no entorno do CEPA.

Dissimilaridade Simpson	Riacho	Estuário
Estuário	1,000	
Intermediária	1,000	0,800
Aninhamento	Riacho	Estuário
Estuário	0	
Intermediária	0	0,046
Turnover	Riacho	Estuário
Estuário	1,000	
Intermediária	1,000	0,846

A riqueza das espécies entre as áreas apresentou diferenças conforme observado na Figura 3. Na Figura 3a fica evidente que a área do riacho é a mais rica (10 espécies), seguida pelas áreas intermediária (08 espécies) e estuarina (05 espécies). Em relação à diversidade, a área do riacho também apresentou os maiores valores, porém a área do estuário apresentou maior diversidade em relação à área intermediária conforme observado na Figura 3b. Conforme demonstrado na Figura 3c, o esforço amostral foi suficiente para representar a diversidade de espécies encontradas.

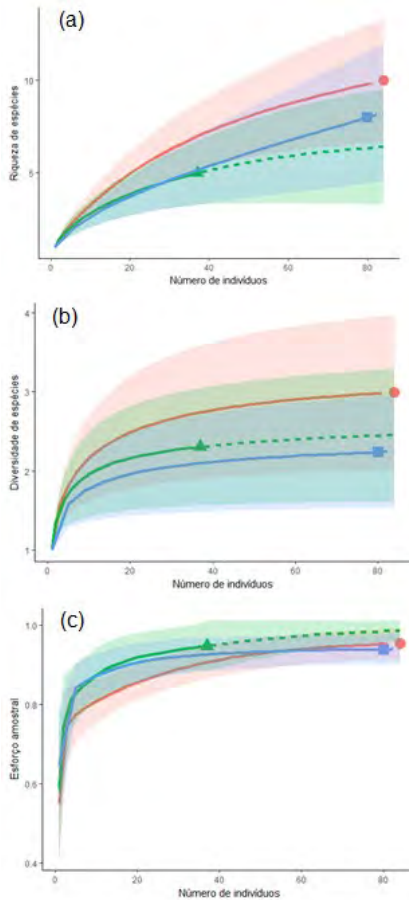


Figura 3. Curvas de rarefação e extrapolação para a riqueza (a), diversidade de Shannon (b) e rarefação (c) da comunidade macrobêntica presente nas áreas de riacho (círculo), intermediário (quadrado) e estuário (triângulo).

Discussão

Neste estudo, os resultados demonstraram a presença de um “turnover” quase total da macrofauna bêntica entre as áreas amostradas. Também foi encontrada uma correlação negativa entre a diversidade da macrofauna e salinidade ao longo do gradiente riacho-estuário, corroborando assim nossa hipótese de que as características ambientais influenciam na composição das espécies. Resultados semelhantes obtidos por pesquisadores analisando o “turnover” de espécies em gradiente salino na região do Mar Báltico, constataram que dentre os fatores analisados (temperatura, salinidade, concentração de oxigênio dissolvido) a salinidade apresentou maior correlação com a diversidade beta (Bleich *et al.*, 2011).

Uma dissimilaridade completa entre a macrofauna bêntica do riacho e as demais áreas também foi observada. Por outro lado, entre as áreas intermediária e a região estuarina a dissimilaridade foi de 80%. Esse resultado é reforçado pelo baixo aninhamento observado entre as áreas intermediária e estuário, devido à presença comum da espécie *Laeonereis pandoensis*. Esta espécie é conhecida por sua resistência à ambientes de transição entre água doce e salgada, sendo especialmente beneficiada pelos nutrientes que chegam da água doce (Brauko *et al.*, 2015). Na área do riacho, a presença de representantes das famílias de insetos aquáticos (Baetidae, Calamoceratidae, Leptoceridae e Perlidae) que são conhecidas como bioindicadores de qualidade ambiental, demonstra a boa qualidade do ambiente estudado. Além disso, características heterogêneas do substrato e a presença de matéria orgânica grossa, é utilizada por essa comunidade como local de refúgio e para alimento, devido ao hábito fragmentador (Brauko *et al.*, 2015).

A diversidade utiliza os valores de abundância para averiguar a uniformidade e a dominância na comunidade. Nesse sentido, quanto maior a abundância de um indivíduo, mais dominante e menos uniforme ela se torna, influenciando sua medida de diversidade (Magurran, 2011). Isso ocorreu em nossas análises onde a área do estuário mesmo contendo menos espécies obteve um valor de diversidade maior do que a área intermediária, devido a uma maior uniformidade entre suas abundâncias.

Conclusão

Concluimos que há um “turnover” de espécies da macrofauna bêntica ao longo do gradiente riacho-estuário, sendo importante ressaltar que é indicado um trabalho de conservação específico por área, pois a composição das espécies varia e conseqüentemente as suas condições. Além disso, podemos afirmar a partir dos resultados que a área do riacho apresenta uma melhor condição de conservação em relação às demais áreas amostradas, contribuindo possivelmente na maior riqueza e diversidade no riacho.

Agradecimentos

Agradecemos pela oportunidade de participar do Curso de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, bem como ao CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental pela disponibilidade de estadia e área de estudo. Gratidão aos professores, pós-docs e colegas do curso pelas sugestões e ajuda.

Referências

- Anderson M.J., Crist T.O., Chase J.M., Vellend M., Inouye B.D., Freestone A.L., Sanders N.J., Cornell H.V., Comita L.S., Davies K.F., Harrison S.P., Kraft N.J.B., Stegen J.C. & Swenson N.G. (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, **14**, 19–28.
- Baselga A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134–143.
- Baselga A. & Orme C.D.L. (2016) betapart : an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 808–812.
- Baselga A., Jiménez-Valverde A. & Niccolini G. (2007) A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology letters*, **3**, 642–5.
- Belyea L.R. & Lancaster J. (1999) Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, **86**, 402–416.

- Bleich S., Powilleit M., Seifert T. & Graf G. (2011) β -diversity as a measure of species turnover along the salinity gradient in the Baltic Sea, and its consistency with the Venice System. *Marine Ecology Progress Series*, **436**, 101–118.
- Brauko K.M., Souza F.M. de, Camargo M.G. de & Lana P. da C. (2015) Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **91**, 454–460.
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K. & Ellison A.M. (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45–67.
- Chase J.M. (2003) Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, **136**, 489–498.
- Götzenberger L., Bello F. de, Bråthen K.A., Davison J., Dubuis A., Guisan A., Lepš J., Lindborg R., Moora M., Pärtel M., Pellissier L., Pottier J., Vittoz P., Zobel K. & Zobel M. (2012) Ecological assembly rules in plant communities: approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, **87**, 111–127.
- Harrison S., Ross S.J. & Lawton J.H. (1992) Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, **61**, 151–158.
- HilleRisLambers J., Adler P., Harpole W., Levine J. & Mayfield M. (2012) Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **43**, 227–248.
- Magurran A. (2011) *Medindo a diversidade biológica*. Editora UFPR.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Whittaker R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30**, 279–338.
- Wiens J.J. & Donoghue M.J. (2004) Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, **19**, 639–644.

Recursos pesqueiros e poluição: percepção por moradores e pescadores na Baía Babitonga

Wuerges, M.; Dalpiaz, F.L.; Danielski, S.; Rave, J.S. M.; Peroni, N.; Hanazaki, N.

Introdução

A pesca é uma atividade antiga que sustenta muitas populações costeiras através da captura de recursos para alimentação (Sousa *et al.*, 2016). Por ser um sistema de atividades relacionadas pode ser categorizada em: amadora, com finalidade esportiva; pesca de subsistência, sem finalidade comercial; pesca industrial, com proporções maiores e com sistemas mecanizados, e capazes de percorrer maiores distâncias na costa; e pesca artesanal, ou de pequena escala, na qual o pescado capturado é comercializado em parte ou totalmente (Bastos, 2006). Os pescadores artesanais representam 95% dos trabalhadores da pesca no mundo, sendo responsáveis, portanto, por mais de metade do pescado produzido para consumo humano mundialmente (Bastos, 2006). Além disso, a pesca artesanal está relacionada com pequena quantidade de capital e energia, jornadas de pescaria perto da costa e, principalmente, para comercialização e consumo da produção em comunidades locais (FAO, 2014).

Comunidades pesqueiras, em que a pesca artesanal pode estar frequentemente presente, contribuem para a diversificação das dietas das comunidades litorâneas locais (Sousa *et al.*, 2016). O conhecimento sobre as preferências e restrições alimentares são importantes para entender a relação entre os recursos pesqueiros e

as comunidades locais e são fatores importantes para entender a disponibilidade das espécies, sua importância e relação com a comunidade (Hanazaki & Begossi, 2006). Estas comunidades mantêm uma ligação direta com o território que ocupam, principalmente com relação às percepções sobre qualidade e saúde dos ecossistemas (Huntington, 2000). Essa interação humana com os recursos naturais gera um conhecimento ecológico tradicional de base empírica que, agregado ao conhecimento científico, pode auxiliar a elaborar estratégias de manejo e conservação (Huntington, 2000).

A Baía Babitonga é uma região estuarina que possui um histórico de transformações ambientais antrópicas como, por exemplo, aterros, construção de portos, além de alvo de despejo de efluentes industriais e residenciais. Considerando essas diferentes pressões antrópicas, o entendimento de como a comunidade local se relaciona com os recursos pesqueiros disponíveis em um cenário de frequentes alterações ambientais, é uma lacuna de conhecimento de suma importância. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a percepção da comunidade local, incluindo pescadores e não pescadores, sobre os recursos pesqueiros e sua contaminação na Baía Babitonga. Para tanto, buscamos: identificar os recursos pesqueiros consumidos pela comunidade local e avaliar a percepção sobre o consumo em relação à contaminação dos recursos pesqueiros. Neste sentido, nossa hipótese é fundamentada na ideia de que, mesmo percebendo a contaminação local, as pessoas continuam consumindo esses recursos.

Material e Métodos

Área de estudo

O trabalho foi realizado na Vila da Glória, Baía Babitonga, localidade que abriga a Praia Bonita, local de residência de uma comunidade composta de muitos pescadores que atuam nas ilhas próximas ao canal da Baía, que realizam suas atividades pesqueiras predominantemente nas Ilhas do Cação e Ilha das Flores.

Coleta de dados

Os dados foram coletados através de entrevistas e a identificação das espécies de pescado foi feita por consulta à bibliografia (Gerhardinger *et al.*, 2017). Devido ao fato de que os elementos da população, em geral, eram desconhecidos, foi realizado uma amostragem intencional (Albuquerque *et al.*, 2010). Baseado no mapa da área, foram realizadas visitas domiciliares abordando indivíduos, cujas residências estavam dispostas em uma linha paralela à da praia. Além disso, também foram abordadas pessoas encontradas na rua durante a caminhada.

Esta pesquisa foi considerada como parte do estudo “Contaminantes na Baía Babitonga (SC)”, aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisas com Seres Humanos da UFSC (71339817.7.0000.0121). Após a explicação da ideia da pesquisa e do consentimento oral para participação (Anexo I), foram realizadas entrevistas semiestruturadas (Albuquerque *et al.*, 2010), utilizando um questionário previamente elaborado (Anexo II), contendo duas perguntas fechadas e dez perguntas abertas. O questionário abordou assuntos como a caracterização do entrevistado, as espécies consumidas e não consumidas e a percepção da poluição sobre os recursos pesqueiros. Informações qualitativas sobre a atividade pesqueira também foram anotadas durante as entrevistas. As primeiras perguntas do questionário não instigavam um direcionamento a respostas relacionadas à poluição, pois era esperado avaliar primeiramente se existia essa percepção sem nenhuma indução, de forma espontânea. Posteriormente, no andar da entrevista, tentamos induzir respostas relacionadas à poluição, para entender as relações que os entrevistados realizavam entre suas atividades pesqueiras e alimentares, com a poluição na Baía.

Análise de dados

Todas as informações coletadas foram tabuladas, algumas respostas foram categorizadas e posteriormente os dados foram explorados buscando realizar uma estatística descritiva, permitindo que fossem detectados padrões nos dados, e consequentemente a identificação de tendências. Além disso, para entender melhor

os recursos consumidos de acordo com algumas categorias de respostas, comparamos as seguintes comunidades de espécies de peixes (de acordo com as citações): recursos pesqueiros consumidos e não consumidos, recursos pesqueiros consumidos de acordo com a principal fonte de renda (pesca ou outro), recursos pesqueiros consumidos e não consumidos de acordo com a presença ou não de percepção sobre poluição na baía. As comunidades foram comparadas através de curvas de rarefação e extrapolação de riqueza de espécies para um número de Hill ($q=0$), baseada no número de citações das espécies em questão. Os intervalos de confiança de 95% foram obtidos por um método de bootstrap baseado em 50 repetições. O tamanho da amostra base foi da maior abundância de citações da amostra de referência pra cada uma das três comparações. As curvas foram calculadas com o pacote "iNEXT" R (Hsieh *et al.*, 2016).

Para verificar se havia diferença na composição das espécies consumidas usamos as mesmas categorias de respostas listadas acima: recursos pesqueiros consumidos e não consumidos, recursos pesqueiros consumidos de acordo com a principal fonte de renda (pesca ou outro), recursos pesqueiros consumidos e não consumidos de acordo com a presença ou não de percepção sobre poluição na baía. Utilizamos uma matriz de dissimilaridade para a diversidade beta, medida como dissimilaridade pareada de Jaccard, particionada em substituição de espécies (medida como a fração de substituição da dissimilaridade pareada de Jaccard) e em aninhamento (medida como a fração de aninhamento da dissimilaridade de Jaccard). Usamos o pacote betapart no RStudio, com a função beta.pair para calcular a dissimilaridade de Jaccard (Baselga, 2010, 2012).

Para investigar quais variáveis poderiam estar influenciando a composição e estrutura de toda a comunidade de espécies consumidas pelas pessoas entrevistadas, utilizamos uma matriz com os dados relativos ao número de citações por espécie por unidade amostral, e relacionamos uma série de matrizes compostas pelos seguintes fatores (qualitativos e quantitativos): primeira atividade de renda, percepção de poluição, idade, tempo de resistência e gênero através de uma série de análises de variância com permutação (Permanova). Para realizar a Permanovas, utilizamos o pacote vegan com a função adonis (Anderson, 2001).

Resultados

Foram realizadas 29 entrevistas com 5 mulheres (17,24%) e 25 homens (82,75%), com uma faixa etária entre 27 e 74 anos (idade média de $53,96 \pm 12,75$). Destes 29 entrevistados, 75,86% (22 pessoas) são pescadores e pescadoras. As pescadoras representaram apenas 13,64% (3 pessoas) quando comparadas aos pescadores homens, os quais se apresentam com um número total de 19 pescadores (86,36%). Destes 22 pescadores e pescadoras, 10 (45,45%) tem como a renda principal (Figura 1) a atividade pesqueira, já os demais pescadores se configuram como 9 aposentados (40,91%) e 3 exercem outras funções para obter a renda fixa, o que representa 13,64% dos pescadores.

Em relação às perguntas direcionadas à percepção sobre poluição, 72,41% (21 pessoas) dos entrevistados percebem que existe algum tipo de poluição na baía Babitonga, 8 dizem que não percebem (24,14%) e 1 acredita que a Baía ainda não sofreu alterações que resultem em poluição. Quando perguntados sobre a possibilidade da poluição local afetar algum tipo de recurso pesqueiro, 13 entrevistados (61,90% dos que acham que há poluição) responderam que há um efeito da poluição sobre o pescado. Destes que consideraram a possibilidade dos recursos estarem contaminados pela poluição, 10 (76,92%) foram os entrevistados que afirmaram ter a pesca como fonte principal de renda familiar. Entre os 13 entrevistados que responderam que a poluição afeta os recursos pesqueiros, 12 afirmam que os efluentes domésticos e industriais das cidades da região (Joinville e São Francisco do Sul, incluindo a Vila da Glória) são os maiores responsáveis pela poluição.

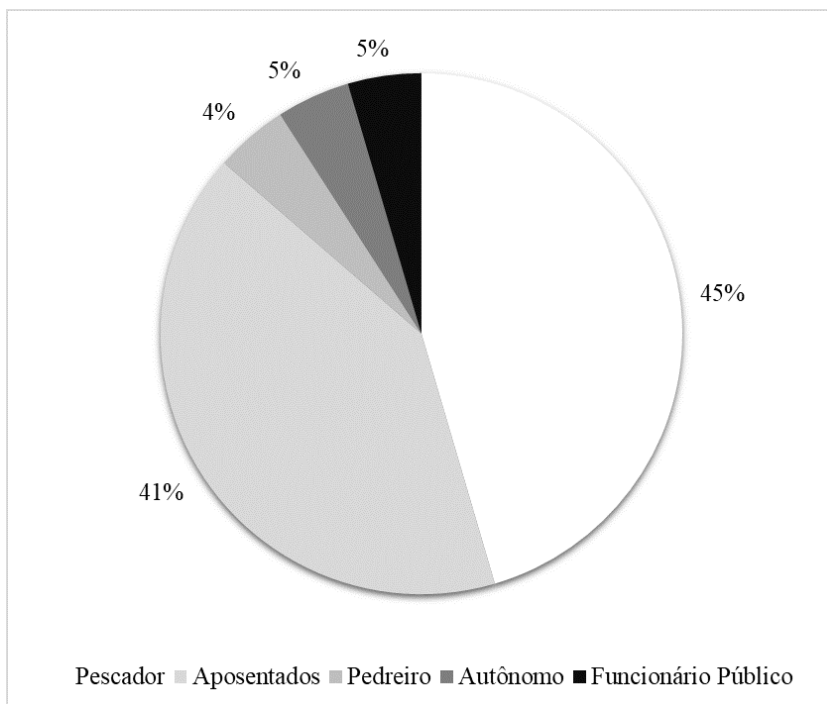


Figura 1. Profissão dos moradores entrevistados na localidade da Praia Bonita, Vila da Glória. N amostral: 29 entrevistados.

Um grupo menor de 8 pescadores e pescadoras (44,44%) enfatizou que a poluição não causa nenhuma alteração aos recursos pesqueiros que utilizam. Esta poluição está associada por efluentes domésticos e industriais para 10 dos 11 entrevistados que responderam que a poluição afeta os peixes da Baía, já o outro entrevistado apontou a presença de resíduos sólidos como o principal tipo de poluição que afeta os recursos pescados por ele. As localidades da "Praia do Lixo", "Espinhoiros" e rios nas proximidades de Joinville foram os locais apontados pelos entrevistados (Figura 2) como pontos não utilizados para a pesca.

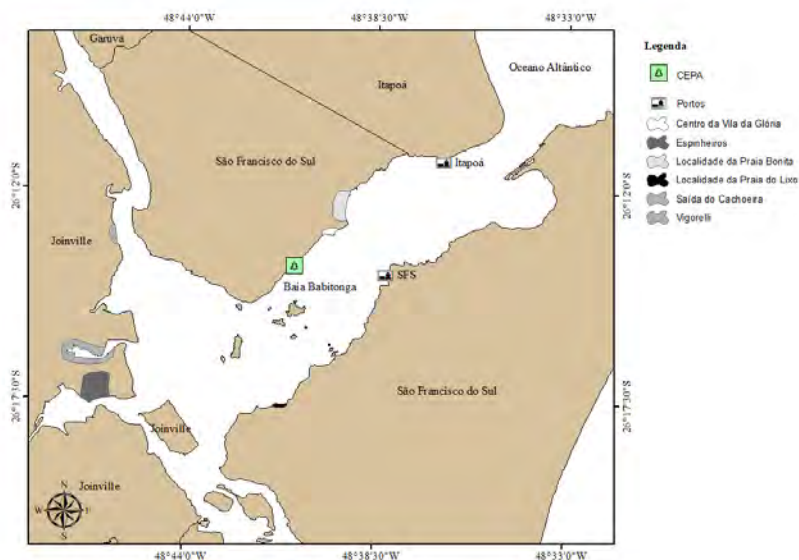


Figura 2. Áreas de localização dos locais onde os entrevistados não frequentam para a atividade de pesca.

Buscando encontrar padrões sobre as espécies de peixes consumidas em relação à preferência alimentar, observamos através das curvas calculadas que a riqueza de espécies consumidas foi similar em todos os cenários, apesar de se observar uma riqueza de espécies distintas em alguns cenários (Figura 3). De acordo com a primeira fonte de renda (pesca ou outros), não houve diferença na riqueza de espécies consumidas, sendo que a riqueza observada foi a mesma (Figura 3B). A riqueza de espécies consumidas quando não se percebe a poluição e quando se percebe a poluição, são as mesmas, apesar de a riqueza observada ser maior quando há presença de percepção sobre poluição (Figura 3C).

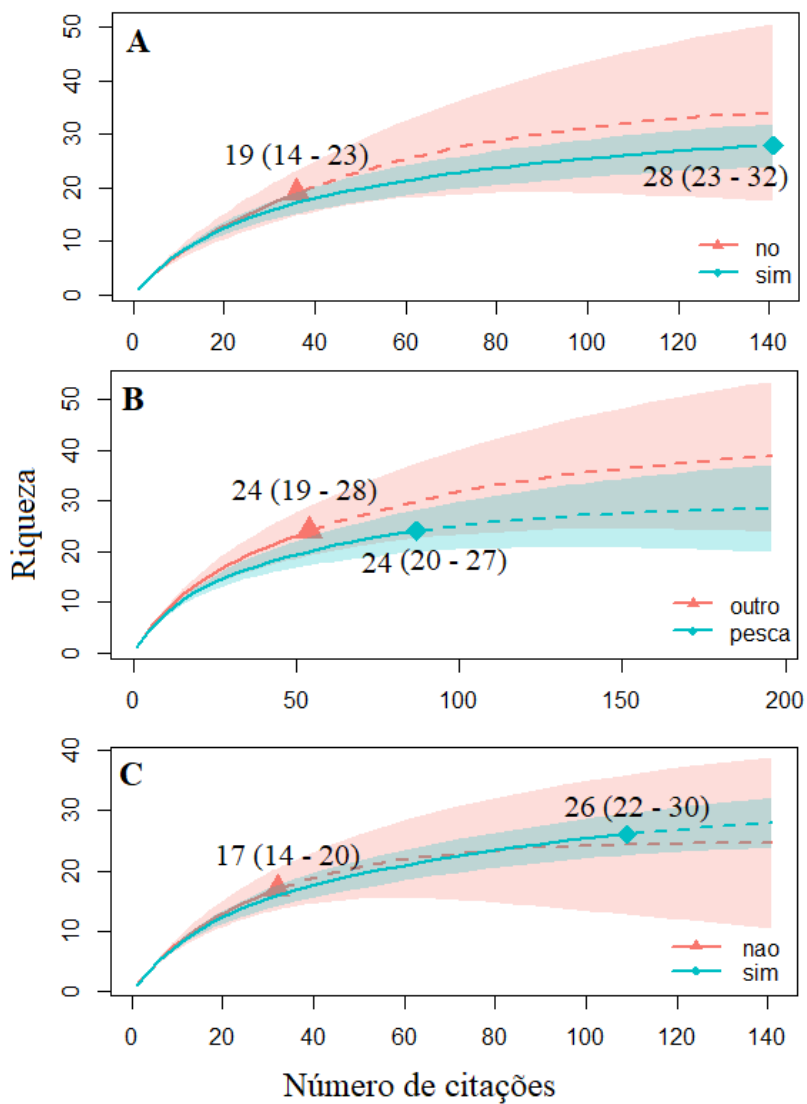


Figura 3. (A, B, C) Curvas de rarefação baseadas no número de citações (linhas sólidas), e extrapolação (linhas tracejadas, até o número máximo de citações da amostra de referência) das espécies de peixes. A) Espécies consumidas e não consumidas, B) Riqueza de espécies quando a principal fonte de renda é a pesca (pesca) e C) Espécies consumidas quando há (sim) e quando não há (não) presença de percepção sobre a poluição. Todas as curvas foram construídas para os números de Hill ($q=0$), correspondente à riqueza de espécies. Os intervalos de confiança de 95% foram obtidos por um método de bootstrap baseado em 50 repetições. As amostras de referência são indicadas por pontos sólidos. Os números entre parênteses são intervalos de confiança de limite inferior e superior.

Apesar da riqueza de espécies consumidas e não consumidas serem similares, como observamos acima (Figura 3), a composição das espécies nos dois cenários é bastante diferente. O índice de dissimilaridade de Jaccard demonstrou 0,71 de diversidade beta em relação à composição das espécies de pescado consumidas e não consumidas, sendo que a maior parte dessa diferença é resultado de substituição de espécies (0,50), ou seja, espécies diferentes. Além disso, uma pequena parcela dessa dissimilaridade (0,21) é resultado de aninhamento, representando que a parcela das espécies não consumidas, são um subconjunto das espécies consumidas (Tabela 1).

A riqueza de espécies consumidas entre os entrevistados que se utilizam de pesca como primeira fonte de renda, comparado àqueles que têm outra fonte de renda foi bastante similar, ou seja 0,28 de dissimilaridade total, representando baixa diversidade beta. Por outro lado, toda a dissimilaridade na composição das espécies consumidas, é resultado de substituição de espécies, demonstrando que 28% da diferença entre o que consomem e não consomem está relacionado a substituição de espécies, ou seja, espécies diferentes (Tabela 1).

Apesar a riqueza de espécies não consumidas e consumidas ser a mesma de acordo com a presença e ausência de percepção sobre poluição, a dissimilaridade beta, relativa à composição das espécies consumidas apresentou uma dissimilaridade alta (0,45), sendo que 20% da diferença é liderada por substituição de espécies. Por outro lado, houve um aninhamento de 0,25, demonstrando que 25% as espécies

consumidas quando não percebida a poluição são um subconjunto daquelas consumidas quando se percebe a poluição.

Tabela 1: Índices de dissimilaridade de Jaccard e particionamento da variância em substituição e aninhamento de acordo com: preferência alimentar (espécies que consomem e não consomem); a principal fonte de renda (pesca ou outro); e percepção ou não sobre a presença de poluição na Baía Babitonga pelos entrevistados.

Índice (Jaccard)	Preferência	1 ^a fonte de renda	Percepção
Dissimilaridade	0,71	0,28	0,45
Substituição	0,50	0,28	0,20
Aninhamento	0,21	0,00	0,25

Em relação às variáveis que poderiam estar influenciando a variação dos dados relativos ao número de citações por cada espécie de pescado consumidas, observamos que não houve influência da primeira atividade (fonte) de renda ($F=0,38$; $gl=1$; $p=0,86$), da percepção de poluição ($F=1,32$; $gl=1$; $p=0,29$), da idade ($F=0,95$; $gl=1$; $p=0,47$), nem do tempo de residência ($F=1,74$; $gl=1$; $p=1,15$). No entanto, o gênero das pessoas entrevistadas teve influência sobre a estrutura das comunidades de peixes ($F=2,43$; $gl=1$; $p=0,03$), ou seja, considerando a importância da variável gênero, e da alta substituição de espécies de acordo com preferência alimentar e da dissimilaridade das comunidades em relação à percepção sobre poluição, o gênero deve ser um fator importante influenciando o consumo de espécies consumidas e não consumidas, que pode ser consequência também, da percepção sobre a poluição das mulheres da comunidade.

Discussão

A região que abrange a área de pesca dos pescadores entrevistados, representa zonas com níveis significativos de coliformes fecais e metais pesados, provavelmente devido a carência no sistema de tratamento de efluentes (Oliveira *et al.*, 2006).

Contudo, dentre todas as entrevistas, quando perguntamos os motivos pelos quais as pessoas evitam certos peixes, sem induzir respostas relacionadas à poluição, apenas uma pessoa afirmou espontaneamente não consumir ostras e mariscos por causa da contaminação. Apesar disso, quando trouxemos nas perguntas questões sobre a poluição local, nossos resultados evidenciam que a maioria dos entrevistados (72%) tem uma percepção da contaminação local proveniente do desenvolvimento humano e industrial no entorno da Baía Babitonga, demonstrando que a comunidade local, que possui uma relação histórica com o território que ocupa, possui percepções importantes sobre qualidade e saúde deste ecossistema. Este padrão se acentua quando principalmente relacionado aos pescadores, já que dentre os pescadores cuja a principal fonte de renda é proveniente da pesca todos dizem perceber poluição na Baía. Por outro lado, apesar de as pessoas desta comunidade perceberem poluição, não deixam de consumir e comercializar os recursos pesqueiros que capturam, mas deixam de pescar em algumas áreas, que consideram ser aquelas mais afetadas. Estas áreas em que os pescadores mais evitam pescar são justamente as áreas mais próximas de Joinville, que são as zonas mais afetadas pelas atividades antrópicas do município (Cremer *et al.*, 2006).

O aumento populacional, na região do entorno da Baía Babitonga atraiu muitos empreendimentos nos últimos anos, sendo que este crescimento acelerado não foi acompanhado pelo tratamento e descarte adequado dos efluentes domésticos e industriais, gerando contaminação das águas e de muitos organismos da baía (Cremer *et al.*, 2006). Esta é uma outra evidência do conhecimento e percepção local em relação às questões ambientais na Baía, já que entre as principais causas que os entrevistados vincularam com a poluição da Baía, estão a contaminação por efluentes domésticos, industriais e os resíduos sólidos, sendo que estes fatores já haviam sido descritos como as principais ameaças para o ecossistema Babitonga (Cremer *et al.*, 2006).

Além disso, muitos conhecimentos locais possuem heterogeneidade na sua distribuição, que pode estar intimamente relacionada a noções sobre conhecimento de gênero, já que existem diferentes construções de conhecimento entre homens e mulheres como resultado de seus diferentes papéis, acesso a direitos sobre os

recursos, e padrões de trabalho (Pfeiffer & Butz, 2005). Ademais, as mudanças ecológicas, climáticas, a poluição, e a especulação imobiliária, afetam muito mais a vida e rotina das mulheres do que os homens pescadores, já que elas trabalham muito mais com recursos terrestres e de águas mais rasas, do que os homens, que passam muito mais tempo no mar, pescando, do que na terra (Rodrigues *et al.*, 2018). Neste sentido, a poluição de mangues, estuários, e ambientes de “águas de dentro”, acarretam também muitos problemas de saúde para as mulheres, principalmente na pele e ginecológicos (Rodrigues *et al.*, 2018). Portanto, como resultado dessas diferenças, homens e mulheres estão expostos a ambientes, habilidade e experiências distintas, e é provável que desenvolvam diferentes domínios de conhecimentos específicos de gênero (Kelkar, 2007), o que pode estar relacionado à uma percepção diferente sobre as modificações dos ambientes e dos ecossistemas relativa a gênero.

Como consequência então, destes diferentes papéis, e padrões de trabalho, as mulheres, quando reconhecem alguns tipos de poluição, devem induzir a mudanças de consumo dentro do ambiente familiar, já que as mulheres, dentro da cadeia produtiva, são principalmente responsáveis pelo preparo do pescado após a atividade de pesca (Fonseca *et al.*, 2016), ou seja, serão as principais responsáveis, consequentemente pelo consumo do pescado no ambiente familiar (Rodrigues *et al.*, 2018). Relacionado a isso, percebemos neste trabalho, que houve uma alta substituição de espécies de pescado consumidas e não consumidas, e também uma diferença no tipo de pescado consumido relativo à presença e ausência de poluição. Além do mais, o gênero foi a única variável que explicou a variação dos dados sobre o número de citações das espécies consumidas, sugerindo que as mulheres desta comunidade podem estar induzindo a uma mudança na dieta familiar, substituindo as espécies, tanto por diferentes preferências de consumo, como pela percepção sobre a presença de poluição na Baía Babitonga.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade de exercitar estudos em Ecologia de forma tão ampla e de maneira tão qualificada. À S.M.B. Cunha pelo apoio com informações locais sobre a pesca e o bairro. À toda a comunidade da Praia Bonita, que respondeu aos nossos questionários com muita atenção e um sorriso no rosto. Estendemos nosso cumprimento aos professores do programa e colaboradores da Universidade de Joinville, que permitiram que tivéssemos as condições de realizar este trabalho, e também um acúmulo sem medidas à nossa formação como ecólogas e ecólogos.

Referências

- Albuquerque U.P., Lucena R.F.P. & Alencar N.L. (2010) Métodos e técnicas para coleta de dados etnobiológicos. *Métodos e técnicas na pesquisa etnobiológica e etnoecológica* (ed. U.P. Albuquerque, R.F.P. de; Lucena, and L.V.F.C. Cunha), Nuppea, Recife, PE.
- Anderson M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**, 32–46.
- Baselga A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134–143.
- Baselga A. (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 1223–1232.
- Bastos G.C. (2006) Atividade pesqueira na Baía da Babitonga. *Diagnóstico ambiental da baía da babitonga* (ed. T.M.N. Cremer, M. J.; Morales, P. R. D; Oliveira), Editora Univille, Joinville.
- Cremer M.J., Morales P.R.D. & Oliveira T.M.N. (2006) *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Editora Univille, Joinville.
- FAO (2014) *The State of World Fisheries and Aquaculture*. FAO, Rome.

- Fonseca M., Alves F., Macedo M.C. & Azeiteiro U.M. (2016) O Papel das Mulheres na Pesca Artesanal Marinha: Estudo de uma Comunidade Pesqueira no Município de Rio das Ostras, RJ, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, **16**, 231–241.
- Gerhardinger L.C., Herbst D.F., Carvalho F.G., Freitas R.R., Vila-Nova D., Cunha S., Cremer M.J., Pfuetzenreuter A. & Haak L. (2017) *Diagnóstico socioambiental do ecossistema Babitonga*. Editora Univille, Joinville.
- Hanazaki N. & Begossi A. (2006) Catfish and mullets: the food preferences and taboos of caíçaras (southern atlantic forest coast, brazil). *Interciencia*, **31**, 123–129.
- Hsieh T.C., Ma K.H. & Chao A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 1451–1456.
- Huntington H.P. (2000) Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications*, **10**, 1270–1274.
- Kelkar M. (2007) Local Knowledge and Natural Resource Management. *Indian Journal of Gender Studies*, **14**, 295–306.
- Oliveira T.M.N., Tureck C.R., Bassfeld J.C., OliveiraTorrens B.M., Faria J.M. & Brasil K. (2006) Integridade ambiental da baía da Babitonga: características físico-químicas, microbiológicas e ecotoxicidade. *Diagnóstico ambiental da baía da babitonga* (ed. M.J. Cremer, P.R.D. Morales, and T.M.N. Oliveira), Editora Univille,
- Pfeiffer J.M. & Butz R.J. (2005) Assessing cultural and ecological variation in ethnobiological research: the importance of gender. [https://doi.org/10.2993/0278-0771\(2005\)25\[240:ACAEV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2993/0278-0771(2005)25[240:ACAEV]2.0.CO;2), **25**, 240–278.
- Rodrigues D.H.X.B.C., Jorge C.D.L.P., De Oliveira M.F. & Lianza S. (2018) A participação das mulheres na pesca artesanal: uma pesquisa exploratória no Canto de Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro. *Revista Tecnologia e Sociedade*, **14**, 173–193.

Sousa M.C., Martins I.M. & Hanazaki N. (2016) Trophic Relationships Between People And Resources: Fish consumption in an artisanal fishers neighborhood in Southern Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, **5**, 1-16.

MÓDULO TERRESTRE



Alien versus predador nativo: existe percepção de predação inata em aves de um fragmento de Mata Atlântica?

Faga-Pacheco, F.; Villa, B. M.; Crivellaro, M.S.; Freitas, R.H.A.; Brito, G.R.R.

Introdução

A avifauna brasileira apresenta uma elevada taxa de endemismo (Stotz *et al.*, 1996), sendo composta por 1919 espécies, podendo atingir a cifra de 3501 táxons se considerarmos as subespécies como unidades taxonômicas (Piacentini *et al.*, 2015). Uma das maneiras de se estudar essa biodiversidade é através da bioacústica, uma vez que a diferenciação dos cantos das aves pode ser tão importante para sua identificação quanto a sua morfologia (Sick, 1997). Essa ferramenta também pode ser útil para diversos estudos ecológicos, dentre os quais sobre como as presas reagem aos sinais emitidos por potenciais predadores. Sinais são atos produzidos por um emissor, os quais podem alterar o comportamento do receptor, gerando benefícios. Esses sinais podem se tornar efetivos, caso a resposta a eles permaneça na população (Maynard Smith & Harper, 2003; Davies, 2012).

Predação é um dos maiores perigos no mundo natural. Como os animais precisam procurar por alimentos e parceiros sexuais, as adaptações comportamentais envolvem um balanço ("trade-off") entre evitar o perigo ou aproximar-se e ganhar uma recompensa (Johnson *et al.*, 2003), exercendo uma forte pressão seletiva ao longo do tempo evolutivo (Nonacs & Blumstein, 2010). Normalmente, assume-se que

comportamentos antipredatórios evoluem em organismos com relacionamento presa-predador que compartilham a mesma área geográfica e temporal (Freitas & Volpato, 2008). Entretanto, ainda não é claro se a identificação de predadores necessita de experiências prévias com predadores efetivos ou se uma experiência geral com predadores proporciona um benefício suficiente para identificar predadores não conhecidos (Carlson *et al.*, 2017b), possibilitando uma resposta inata da presa independente da identidade do predador.

No contexto de resposta antipredatória, os sinais emitidos pelos predadores geram uma pressão de seleção, direcionando a evolução de adaptações das presas, como defesas morfológicas e comportamentais, incluindo viver em grupos, vigilância e comportamentos de evitação (Kavaliers & Choleris, 2001; Nonacs & Blumstein, 2010). Um exemplo é o comportamento conhecido como “mobbing” ou, simplesmente, comportamento de tumulto. Esse comportamento consiste na agressão cooperativa por parte de presas a potenciais predadores, a fim de diminuir os impactos da predação (Wilson, 1975). Dutour *et al.* (2016) caracterizaram o “mobbing” como movimentos das presas em direção ao predador, envolvendo tanto ataques quanto comportamentos estereotipados e vocalizações facilmente localizáveis que rapidamente atraem uma revoada de presas coespecíficas e/ou heteroespecíficas contra o predador.

Nosso objetivo foi identificar se existe uma resposta inata da ornitofauna mediante a exposição à vocalização de dois tipos de predadores, um que ocorre simpatricamente com as presas potenciais (*Glaucidium minutissimum*) e outro que não está presente no local (*Erythrotriorchis radiatus*). Nossa hipótese é de que as presas responderão mais às vocalizações do predador nativo do que as do predador exótico, devido a este ter uma história evolutiva distante da comunidade da área de estudo. Para fins deste trabalho, seguimos Moro *et al.* (2012) e usamos as denominações “exótico”, “alienígena” e “alien” como sinônimos, com o significado de “não nativo”.

Metodologia

Os Predadores

O predador simpátrico, *G. minutissimum*, popularmente conhecido como caburé-miudinho, pertencente à família Strigidae, é uma das menores corujas do mundo, com 14cm de comprimento e cerca de 63g (Sick, 1997:403; Peña & Rumboll, 1998: pl.47.3). É uma espécie endêmica da região Neotropical. Stotz *et al.* (1996:315) citaram a espécie do México à Argentina, com exceção de vários países da América Central e norte da América do Sul, argumentando que *G. minutissimum* poderia se referir a um complexo de espécies, incluindo a forma amazônica (*G. hardyi*) e o endemismo das matas atlânticas do Nordeste do Brasil (*G. mooreorum*). A revisão de Howell & Robbins (1995) sobre esse complexo, junto com Sick (1997:403), restringiu a ocorrência da espécie da Bahia ao Paraná e Paraguai. Atualmente se considera que sua distribuição vá desde o Recôncavo Baiano até Misiones, na Argentina.

Assim como outros representantes do gênero, possui na parte posterior do crânio uma plumagem com duas manchas negras com um risco branco, formando o desenho de uma face na porção occipital da cabeça, o qual serve de disfarce para ajudar nas caçadas. Essa morfologia colabora com o forrageio, uma vez que, quando outra ave se aproxima e percebe esse falso olho, passa a evitá-lo, contornando e aproximando-se de sua face verdadeira, que muitas vezes está virada para baixo, sendo este o momento em que o caburé-miudinho captura sua presa (Sick, 1997:397-399). Canta frequentemente durante o dia e sua vocalização alarma e agita as outras aves ao redor, sendo possível utilizar um “playback” de seu canto para testar a sua presença na área, uma vez que, se não estiver presente, a gravação será ignorada pela ornitofauna local (Sick, 1997:399).

Já o predador exótico, *E. radiatus*, popularmente conhecido como milhafre-vermelho (“red goshawk”), pertence à família Accipitridae. É uma ave endêmica da Austrália, onde habita florestas de eucalipto e matas de galeria. Suas fêmeas pesam cerca de 1,2kg e os machos 630g (Ferguson-Lees & Christie, 2005:180).

Ambas espécies são reconhecidamente ornitófagas, o que embasa a escolha delas para o teste de reconhecimento do canto de predadores pelas presas. *G. minutissimum* costuma alimentar-se de pardais, sanhaços e beija-flores (Sick, 1997:397-403). *E. radiatus*, por sua vez, alimenta-se de aves adultas, raramente ninhegos, englobando papagaios, especialmente o lóris-arco-iris, cacatuas, “kookaburras”, pequenos pombos e cucos (Ferguson-Lees & Christie, 2005:180).

Coleta de dados em campo

O estudo foi realizado na trilha principal do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória, em uma área de Floresta Ombrófila Densa situada no município de São Francisco do Sul (SC) durante o período matutino do dia 21 de outubro de 2018, totalizando 4h de trabalho de campo (entre às 8h e às 12h) e 1h10min de observações efetivas. Todo o trajeto percorrido foi registrado com o auxílio do aplicativo Strava, v.87.0.2 (www.strava.com/activities/1919077313). Coletamos informações em 14 unidades amostrais, sendo cada uma delas distantes cerca de 300m entre si, no percurso da trilha. Em cada amostra, acionamos uma gravação da vocalização espontânea de um predador, alternando entre dois: um nativo (*G. minutissimum*) e um exótico (*E. radiatus*). O som de *G. minutissimum* pertence ao banco de vozes particular de G.R.R.B. A gravação de *E. radiatus* foi captada na Austrália (Boersma, 2014). Cada gravação foi reproduzida durante 5 minutos e sempre que observávamos ou escutávamos uma ave, registrávamos o tempo que levou para a aproximação do primeiro indivíduo (tempo de latência) e o tempo de duração de sua presença (duração da resposta). Em caso de observação direta, registrávamos a distância e altura aproximada que se encontrava a ave em relação ao emissor da gravação. Quantificamos, outrossim, o número de espécies e de indivíduos registrados em cada unidade amostral.

Análises Estatísticas

Utilizamos a correlação de Spearman para testar colinearidade entre o período de latência e a duração da resposta, bem como a altura em que a ave foi avistada e a distância em que ela se encontrava da trilha e, portanto, do “playback” emitido.

Devido à distribuição das variáveis respostas, utilizamos o teste não-paramétrico de Wilcoxon unicaudal para verificar se houve diferença na riqueza e na abundância da ornitofauna em responder aos “playbacks” dos diferentes predadores. O teste de Wilcoxon unicaudal foi também utilizado para testar se houve diferença entre as variáveis espaciais (altura e distância) em relação ao tipo de predador, utilizando da premissa de que a avifauna se aproximaria mais da fonte do estímulo ao soar a vocalização do predador nativo, intensificando o comportamento de “mobbing”. Além disso, para verificar se houve diferença entre o período de latência e o de permanência em relação ao tipo de predador, utilizamos o teste de Wilcoxon bicaudal. Por fim, utilizamos regressões lineares para testar se houve diferenças entre os períodos de latência e a duração da resposta em relação à distância da trilha e à altura em que a ave foi observada. As análises estatísticas foram realizadas em ambiente “R”, utilizando os pacotes básico e “car” (R Core Team, 2018).

Resultados

No total, 13 espécies pertencentes a 10 famílias foram detectadas no momento da vocalização do predador nativo, enquanto apenas 4 espécies, pertencentes a 4 famílias distintas, foram possivelmente estimuladas pelo predador exótico (Tabelas 1 e 2). Não houve nenhuma espécie em comum que tivesse sido registrada durante ambas as vocalizações.

Tabela 1. Espécies da ornitofauna detectadas durante a vocalização do predador nativo. A abundância considera o somatório do número de registros dos indivíduos. A frequência considera a ocorrência percentual da espécie em relação às 7 (sete) unidades amostrais em que houve vocalização de predador nativo. Legenda: AB=abundância; F=frequência de ocorrência.

Ordem	Família	Espécies (nome popular)	AB	F
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Amadonastur lacernulatus</i> (gavião-pombo- pequeno)	2	14%
Galbuliformes	Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i> (barbudo-rajado)	1	14%
Apodiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis eurynome</i> (rabo-branco-de- garganta-rajada)	1	14%
Apodiformes	Trochilidae	<i>Thalurania glaucopis</i> (beija-flor-de- frente-violeta)	1	14%
Apodiformes	Trochilidae	Trochilidae indeterminado 1	1	14%
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i> (pula-pula)	6	43%

Ordem	Família	Espécies (nome popular)	AB	F
Passeriformes	Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i> (tangará-dançador)	1	14%
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i> (choquinha-lisa)	1	14%
Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus orbitatus</i> (tiririzinho-do- mato)	1	14%
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i> (tiê- preto)	1	14%
Passeriformes	Tityridae	<i>Tityra cayana</i> (anambê-branco- de-rabo-preto)	2	14%
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i> (bem-te-vi)	1	14%
Passeriformes		Passeriformes indeterminado	1	14%

Em relação, ao tempo de permanência após o início da resposta ao "playback", observamos a presença de dois padrões modais distintos (Figura 1A). Um conjunto de indivíduos reagiu durante pouco tempo (correspondente à classe de 0 a 60s),

demonstrando uma resposta mais fugaz e localizada ao estímulo do predador. Um segundo grupo importante permaneceu respondendo, ficando visualmente ou auditivamente perceptível durante praticamente todo o período de emissão do estímulo do predador. Tal permanência deve, entretanto, também ser vista com cautela, devido ao fato de que nem todos os indivíduos respondiam imediatamente após a emissão do estímulo, devendo, portanto, ser observada a limitação da metodologia utilizada. Alguns indivíduos com pequeno tempo de permanência começaram a responder ao estímulo apenas após decorridos vários minutos após o "playback", sendo a baixa duração da resposta associada ao pequeno período de tempo restante devido ao maior período de latência.

Tabela 2. Espécies da ornitofauna detectadas durante a vocalização do predador exótico. Abundância considera o somatório do número de registros dos indivíduos. A frequência considera a ocorrência percentual da espécie em relação às 7 (sete) unidades amostrais em que houve vocalização de predador exótico. Legenda: AB=abundância; F=frequência de ocorrência.

Ordem	Família	Espécies (nome popular)	AB	F
Apodiformes	Trochilidae	Trochilidae indeterminado 2	2	14%
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Habia rubica</i> (tiê-de-bando)	2	14%
Passeriformes	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i> (cambacica)	1	14%
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancolicus</i> (suiriri)	1	14%

Em relação ao tempo de latência, definido como o período entre o início da emissão do estímulo e a resposta inicial do indivíduo, percebemos também a presença de duas classes modais (Figura 1B), de forma similar ao tempo de permanência. Ou seja, há um conjunto de indivíduos que respondem de forma quase imediata à vocalização do predador e um conjunto de indivíduos que teve a primeira resposta apenas próximo ao final do tempo amostral.

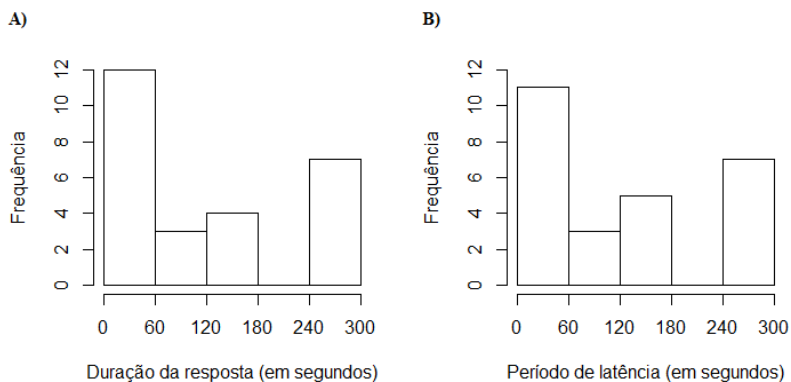


Figura 1. Histograma com a frequência de duração da resposta das aves (A) e com a frequência do tempo de latência das aves até a primeira resposta ao “playback” com vocalização do predador (B).

Houve correlação significativa e negativa entre o período de latência e a duração da resposta ao estímulo ($S=4861,8$, $p=0,0002$). Isso explica, em parte, a classe modal elevada nas categorias iniciais do tempo de permanência. Em outras palavras, quanto maior o período de latência, menor foi o tempo de duração da resposta (Figura 2).

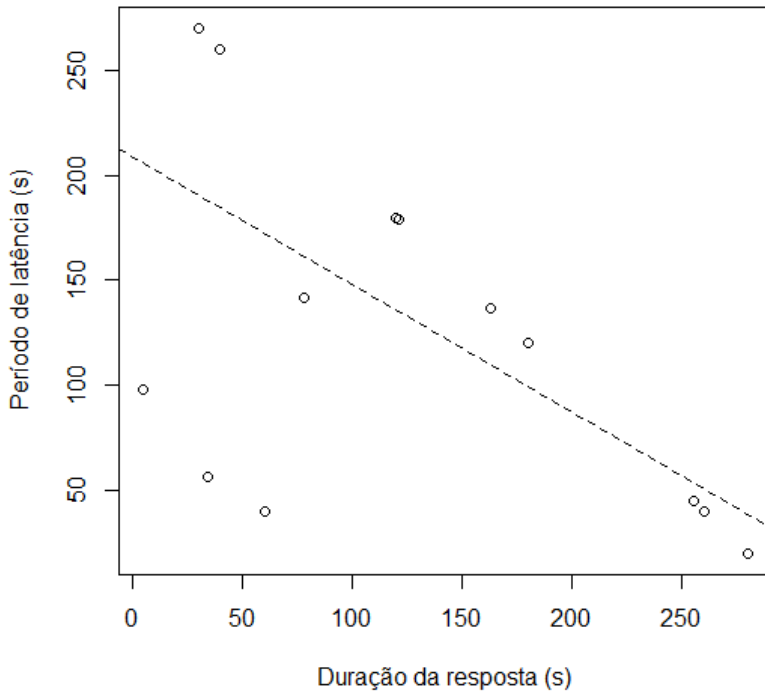


Figura 2. Correlação entre o período de latência e a duração da resposta das aves ao estímulo (“playback”). Uma linha de regressão tracejada ajuda a visualizar que houve correlação significativa e negativa entre essas variáveis.

Não se observou diferença entre os períodos de latência ($W=59$, $p=0,9755$) ou os de permanência dos indivíduos ($W=58$, $p=0,926$) em relação ao tipo de predador (Figura 3).

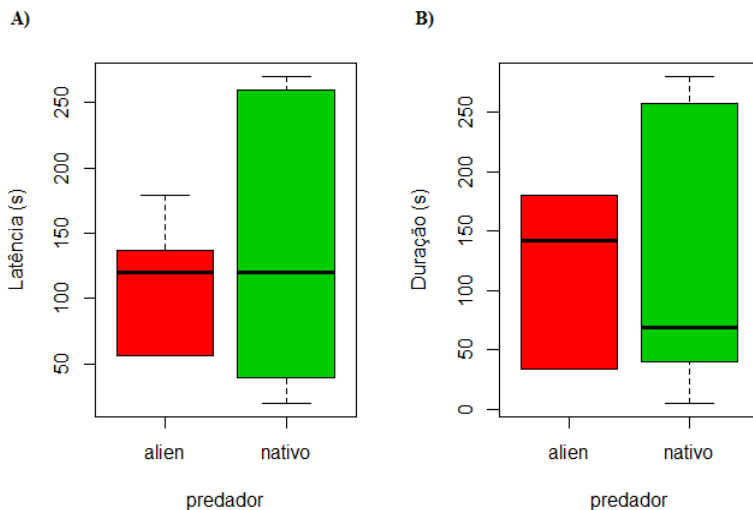


Figura 3. Período de latência (A) e duração da resposta ao “playback” (B) em relação ao tipo de predador.

Em relação à riqueza, uma maior quantidade de espécies respondeu ao “playback” do predador nativo em relação ao alienígena (Figura 4; $W=11$, $p=0,041$).

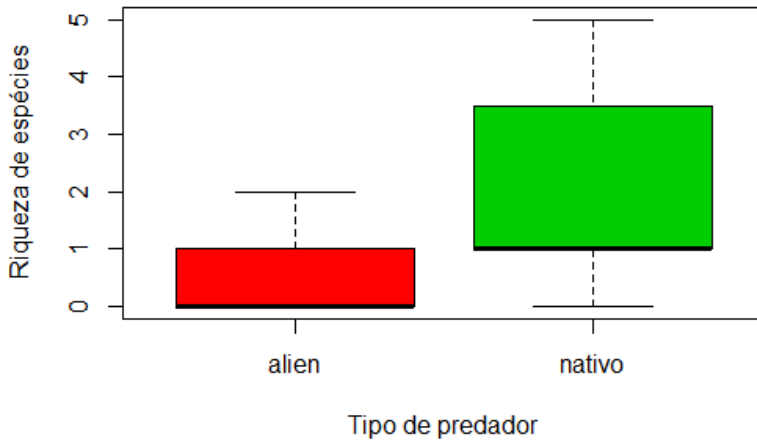


Figura 4. Riqueza de espécies que responderam ao “playback” em relação ao tipo de predador.

De forma similar, um maior número de indivíduos respondeu ao predador nativo (Figura 5, $W=10,5$, $p=0,038$).

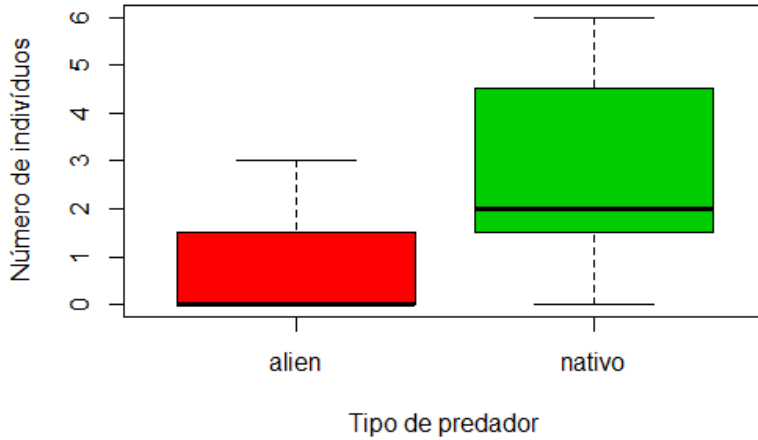


Figura 5. Número total de indivíduos que responderam ao “playback” em relação ao tipo de predador.

Para os indivíduos visualmente observados, não encontramos diferença significativa entre a altura em que a ave estava ($W=14$, $p=0,117$; Figura 6A) e nem entre a distância da trilha ($W=16$, $p=0,058$; Figura 6B) em relação ao tipo de predador. Em ambos os casos, houve uma tendência de as aves se aproximarem mais da fonte do estímulo com a vocalização do predador nativo.

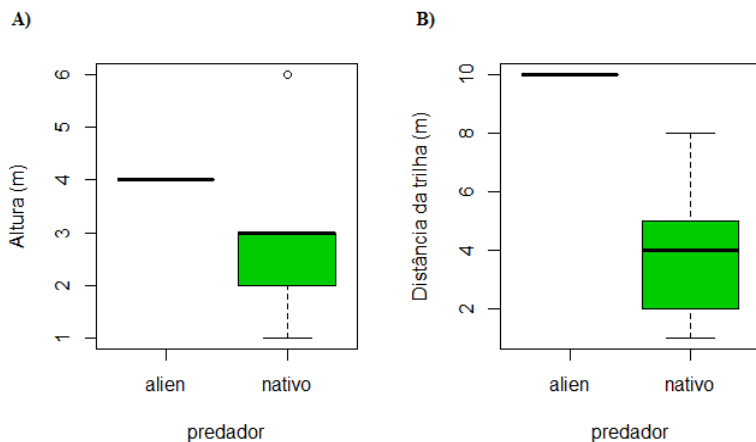


Figura 6. Altura (A) e a distância da trilha (B) das aves visualmente identificadas em relação ao tipo de predador.

Encontramos uma correlação significativa e positiva entre a altura em que o indivíduo foi encontrado e a distância que este estava da trilha ($t=5,401$, $gl=15$, $p<0,01$, Figura 7).

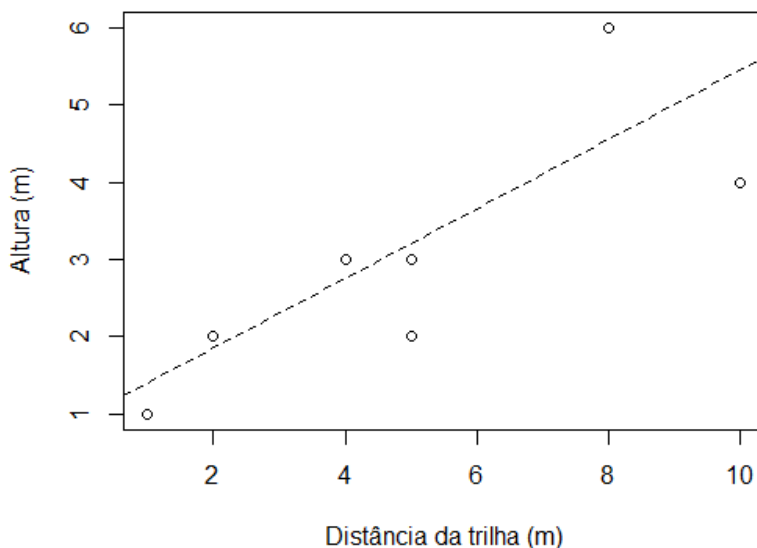


Figura 7. Correlação entre altura em que um indivíduo foi observado e a distância da trilha. Uma linha de regressão tracejada ajuda a visualizar que a correlação foi positiva e significativa.

Não observamos, por fim, uma relação significativa entre os parâmetros espaciais e temporais relacionados à resposta dos indivíduos que responderam ao estímulo. Em outras palavras, os parâmetros temporais - aqueles relativos à medida dos períodos de latência e de permanência não tiveram correlação com os parâmetros espaciais relativos à altura e à distância da trilha em que o indivíduo se encontrava ao responder ao estímulo (Figura 8).

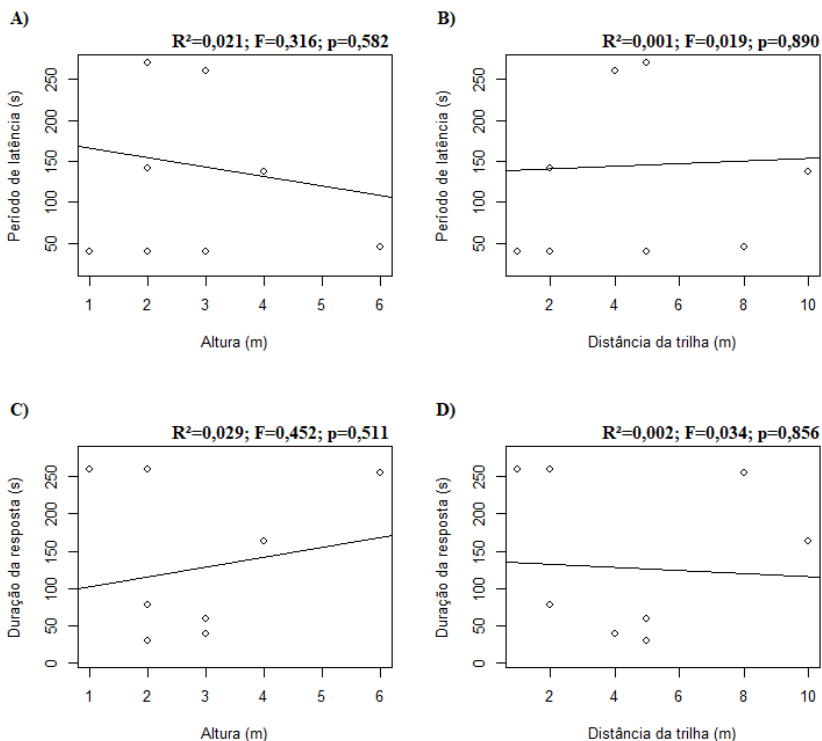


Figura 8. Relação entre as variáveis temporais período de latência e duração da resposta ao estímulo em relação às variáveis espaciais altura e distância da trilha para as aves visualmente identificadas.

Discussão

Nossos resultados indicam que, em nível de comunidade, as espécies respondem de forma mais robusta às vocalizações de um predador nativo do que de um exótico. Isso implica que, mais do que um processo filogenético, a identificação de predadores depende fortemente das interações ecológicas prévias entre um predador e suas potenciais presas. Tal padrão também foi observado para outras espécies. Ao

comparar o comportamento do chapim-azul *Cyanistes caeruleus* e do chapim-real *Parus major* ao estímulo do som do predador mocho-galego *Athene noctua*, verificou-se que, em áreas com a ausência do predador, a taxa de vocalizações dos chapins era inferior tanto em relação às áreas em que o predador está presente quanto em relação às respostas de outros predadores (Carlson *et al.*, 2017b). Dutour *et al.* (2016), ao comparar duas áreas distantes apenas 40km entre si, nas montanhas Jura, França, também observaram que as aves respondiam ao coro do mocho-pigmeu *Glaucidium passerinum*, apenas onde ele estava presente. Com o nosso trabalho, enrobustece-se a teoria de que as respostas das aves dependem da existência ou não de uma experiência prévia ao ornitófago.

Diversos trabalhos recentes têm estudado os padrões e processos observados pelas “mobbing calls”, vocalizações emitidas em presença de um predador. O “mobbing” é frequentemente correlacionado positivamente com o nível de ameaça do predador. Dutour *et al.* (2016) verificaram que a comunidade de aves responde de forma mais intensa ao mocho-pigmeu do que à coruja-boreal *Aegolius funereus*, considerada menos perigosa. Billings *et al.* (2015) aferiram que tanto o chapim-de-capuz-negro *Poecille atricapillus* quanto o chapim-da-montanha *P. gambeli* conseguem em suas vocalizações de alarme diferenciar entre presença da coruja-anã *Glaucidium gnoma*, do gavião-miúdo *Accipiter striatus* e do açor *A. gentilis*. Similarmente, Carlson *et al.* (2017a), estudando pássaros insetívoros da família Paridae na Grã-Bretanha, descobriram que algumas espécies conseguem não apenas informar sobre a presença ou ausência de um predador, mas também sobre o nível de ameaça deste, ao mudar características de sua vocalização, como o número de elementos em suas chamadas, a propensão em produzir tipos únicos de chamadas durante o “mobbing”, a proporção desses tipos números e mesmo a taxa de vocalização. Resultados similares foram obtidos por Billings *et al.* (2015).

Estudos com “playbacks” podem ser úteis para se avaliar a qualidade ambiental e mesmo conectividade de áreas. “Mobbing calls” já foram empregadas para se avaliar a percepção de riscos à predação em aves. Desrochers *et al.* (2002), por exemplo, observaram que o chapim-de-capuz-negro *Poecille atricapillus* evitou comedouros em áreas abertas com a presença de um boneco do esmerilhão *Falco columbarius* ou

ao soar de “mobbing calls”. Turcotte & Desrochers (2003) estudaram o comportamento do chapim-de-capuz-negro em áreas com diferentes coberturas de árvores e encontraram que esses parídeos se aventuram mais em áreas abertas nos locais com maior desmatamento e com menos alimentos, expondo-se, portanto, mais à predação. Cabe destacar, entretanto, que a resposta ainda parece depender da espécie. A juruviara-boreal *Vireo olivaceus* modifica seu comportamento em relação às chamadas de coespecíficos apenas em caso de clareiras na mata, não sendo ele alterado na presença de “mobbing calls” (Desrochers *et al.*, 2002).

A relação entre mecanismos inatos e aprendidos de resposta à predação ainda é objeto de debates. Juvenis de 5-6 dias da ave australiana *Sericornis frontalis* respondem às chamadas de alarme de espécies com vocalizações parecidas às coespecíficas, mas apenas após 10 a 11 dias respondiam às chamadas de outros heteroespecíficos que coabitam a região (Haff & Magrath, 2012). Isso sugere que as respostas aos coespecíficos é inata, mas que a identificação de heteroespecíficos é adquirida e depende de oportunidades de aprendizado social. Esse padrão pode ser estendido para o reconhecimento específico de predadores. O reconhecimento de um predador e mesmo do grau de ameaça a ele inferido parece depender de um contato prévio com situações que sinalizem um perigo.

Apesar de a resposta à vocalização de um predador parecer depender de um aprendizado, a forma como essa resposta ocorre pode ser distinta em relação às espécies. Algumas emitem vocalizações de aviso ou de alarme, enquanto outras espécies podem até mesmo cessar ruídos (Haff & Magrath, 2012). Em nosso caso, a comunidade que respondeu aos “playbacks” estava dividida em basicamente dois conjuntos: um que respondia quase de imediato após o início da emissão e outra que demorava mais tempo, apenas ficando visualmente ou acusticamente perceptíveis após mais de 240 segundos. Isso pode indicar estratégias distintas de aproximação, vigilância, averiguação e, por fim, de transmissão de informações aos coespecíficos. Espécies mais territorialistas, como aves das famílias Trochilidae (Sick, 1997) e Troglodytidae (Williamson & Fagan, 2017), tendem a se aproximar mais do predador, em busca da defesa do seu território. Quando é um predador de menor porte que usa a estratégia de pousar-e-esperar (“sit-and-wait”), como as corujas, é mais comum

que o comportamento de defesa gerado resulte em “mobbing”, com a finalidade de afugentar o predador, algo mais difícil de ocorrer com predadores de maior porte, ou que tenham vôos ágeis, ou ainda que se utilizam da estratégia de capturar sua presa no ar, como as águias (Billings *et al.*, 2015). De fato, um beija-flor-de-frente-violeta chegou a aproximar-se em demasia do pesquisador com o gravador, ficando a menos de um metro de distância. Outro Trochilidae, o rabo-branco-de-garganta-rajada, aproximou-se a tão somente dois metros do emissor. Isso mostra que a família ou, de outra forma, a filogenia pode ser importante para o padrão de resposta observado, situação que já foi verificada em aves neotropicais da Costa Rica (Williamson & Fagan, 2017).

Há outro fator que pode explicar a maior riqueza de espécies que responderam ao predador nativo: o comportamento de agregação. Forsman *et al.* (1998), estudando uma comunidade de aves na Finlândia, encontraram evidências de que as espécies tendem a diminuir a distância do vizinho mais próximo (“nearest neighbour distance - NND”) ao serem expostas a “mobbing calls” e a bonecos de predadores. Esses pesquisadores sustentam que agregações podem não ser a consequência apenas de alimentação abundante, mas que a estratégia de agregação em bandos mistos contribui para aumentar a percepção do risco de predação.

Sendo válida a premissa de que a resposta da comunidade de aves depende da presença de predadores, é possível inferir também a presença do próprio caburé-miudinho nas matas de São Francisco do Sul. Sendo os predadores espécies geralmente com baixa abundância, a exposição de um “playback” com sua vocalização pode ser um indicativo de sua presença na região, a depender da resposta da comunidade de aves. Similarmente, pode colaborar para o aparecimento, seja acusticamente ou visualmente, de alguma presa que também tenha baixa densidade e/ou abundância. Assim sendo, o “playback” pode ser mais uma ferramenta para aferição indireta da presença ou ausência de uma espécie de topo de cadeia alimentar, podendo ser utilizada como ferramenta de manejo para a conservação da biodiversidade (Bibby *et al.*, 1998).

Exemplo concreto é a própria presença do caburé-miudinho em Santa Catarina. Howell & Robbins (1995), na sua revisão do complexo no qual se inclui *G. minutissimum*, restringiram a ocorrência da espécie da Bahia ao Paraná e Paraguai, não citando as matas barrigas-verdes. A distribuição da espécie em território catarinense, entretanto, encontra respaldo em Becher (2016), que identificou acusticamente a espécie no município vizinho de Itapoá. Aliado a esse registro, a reação da avifauna à vocalização do caburé-miudinho na nossa área de estudo pode nos dar uma boa margem de certeza quanto à sua presença no norte catarinense.

O nosso trabalho evidenciou também a presença de espécies endêmicas da Mata Atlântica na região, como o gavião-pombo-pequeno (Stotz *et al.*, 1996:301; Sick, 1997:29), o tiririzinho-do-mato (Stotz *et al.*, 1996:345; Ridgely & Tudor, 2009:433) e o barbudo-rajado (Stotz *et al.*, 1996:326; Sick, 1997:125). O endemismo em uma região que sofre intenso processo de desmatamento em face da urbanização já coloca as espécies como de alta prioridade para a conservação (Stotz *et al.*, 1996). Além dessas espécies, a choquinha-lisa é considerada uma espécie com alto grau de especialização (Anjos *et al.*, 2015). Esses autores consideram que o grau de especialização de habitat deve ser considerado como um fator adicional na gestão da conservação.

Em nosso caso, cabe ressaltar que as espécies que reagiram ao predador alienígena eram as que apresentavam a maior distribuição dentre as identificadas neste trabalho. A cambacica ocorre do México ao sul do Brasil, enquanto o tiê-de-bando se estende até a Argentina e o suiriri está presente desde o Texas até o país platino (Ridgely & Tudor, 2009). Não temos informações suficientes para aferir se algum “imprinting” evolutivo pode ter sido desenvolvido por essas espécies para ampliar o leque de reconhecimento de um predador, como generalização de feições morfológicas ou sinais acústicos (Hettena *et al.*, 2014), mas, uma vez que essas espécies não responderam ao predador nativo, esse não parece ser o caso (Carlson *et al.*, 2017b).

Dentre as espécies que responderam ao predador nativo, a maioria está restrita ao Brasil (tiririzinho-do-mato, gavião-pombo-pequeno, barbudo-rajado) ou à América

do Sul (pula-pula, tiê-preto, tangará-dançador, rabo-branco-de-garganta-rajada, beija-flor-de-frente-violeta, anambé-branco-de-rabo-preto). Apenas o bem-te-vi e a choquinha-lisa apresentam distribuições que incluem a América Central (Stotz *et al.*, 1996; Sick, 1997; Peña & Rumboll, 1998; Ridgely & Tudor, 2009).

O fato de que as distâncias das trilhas não terem sido estatisticamente diferentes entre os predadores pode ter ocorrido devido a um erro do tipo II (Gerhardt, 1992). Observamos uma tendência evidente de que os indivíduos se aproximaram mais quando tocado o predador nativo (Figura 6). O baixo avistamento de espécies ao soar o predador exótico pode ter tido uma influência nesse resultado, impossibilitando uma aferição mais precisa de seu posicionamento. Mesmo esse fator, de não conseguir localizar o indivíduo, pode ser consequência de as espécies estarem mais distantes, dificultando-as em serem vistas na mata. Essa tendência de as espécies serem observadas a maiores distâncias do predador exótico pode significar que as potenciais presas tenderiam a ter maior cuidado ao aproximar-se dessa espécie ou mesmo que a vocalização desse predador não seria distinguida como um som reconhecível. Nosso trabalho também indicou que a aproximação à fonte emissora ocorreu de forma similar em relação à distância da trilha e à altura, isto é, as espécies se aproximaram da fonte emissora tanto na horizontal quanto na vertical, contrastando um pouco com o padrão observado para o chapim-real por Curio & Regelmann (1985).

Diferentemente do que seria esperado pelo comportamento já descrito de outras aves (Curio & Regelmann, 1985), em nosso estudo não encontramos relação entre a duração e a latência com os parâmetros espaciais (distância da trilha e altura). Com isso, nossos resultados não corroboram a hipótese de que um indivíduo mais próximo à emissão da vocalização do predador tivesse menor tempo de latência e tampouco uma permanência superior.

Algumas limitações metodológicas devem ser observadas. Primeiramente, consideramos apenas as reações observadas durante a emissão do "playback". Não aguardamos um período posterior para averiguar como a comunidade reagiria após a gravação. Potencialmente, seria perceptível maior número de aves devido ao fato

de que, como forma de evitar a predação, algumas espécies simplesmente deixam de emitir vocalização (Haff & Magrath, 2012). Deve-se também ter certo ceticismo quanto à resposta aleatória e não-determinística das aves em relação ao estímulo. O acaso, por exemplo, pode ser um dos fatores cruciais para explicar a reação das espécies ao predador exótico. Além disso, o aparecimento de algumas espécies pode não ter, necessariamente, relação com o estímulo acústico. A perdiz-vermelha *Alectoris rufa*, por exemplo, evita locais que tenham o cheiro do predador ou mesmo o odor de secreção uropigial de outras aves produzida em situação de alarme ("alarm secretion") (Mahr & Hoi, 2018).

Por fim, cabe ressaltar algumas similaridades e diferenças observadas neste trabalho em relação à literatura. A grande frequência de ocorrência do pula-pula quando das emissões do predador nativo podem ser potencialmente explicadas por dois aspectos de sua ecologia. O gênero *Basileuterus* costuma responder a imitações de sons de agonia (Ridgely & Tudor, 2009:569), sendo potencialmente responsivo, também, a emissões de um predador. E o próprio pula-pula forrageia ativamente (Ridgely & Tudor, 2009:572), tendo sensibilidade média (Stotz *et al.*, 1996:280-281), contribuindo para a sua detecção. Aves como beija-flores e pequenos gaviões ter o hábito de denunciar a presença de corujas (Sick, 1997:399) e, neste trabalho, ao menos três Trochilidae e um Accipitridae reagiram ao som do caburé-miudinho. A presença e mesmo o comportamento de espantar o predador pode ter relação com uma dependência ecológica, associada à defesa do território, que também se constitui como um recurso. A coevolução beija-flores do gênero *Phaethornis* e bananeiras-do-mato (*Heliconia*) parece ser evidente (Sick, 1997:446). Assim, o rabo-branco-de-garganta-rajada pode ter na helicônia-papagaio *H. velloziana*, espécie comum na região amostrada, um recurso indispensável à sua sobrevivência. Associado a isso, a presença na área da bromélia *Nidularium innocentii*, endêmica da Mata Atlântica (Tardivo & Cervi, 1997), com o qual costuma também ser fortemente associado pode fornecer uma explicação para a territorialidade (Sick, 1997:454). Já o beija-flor-de-frente-violeta costuma apresentar um comportamento agressivo na defesa do recurso alimentar (Lanna *et al.*, 2017), podendo esse comportamento ser estendido à defesa do território.

De forma similar, a presença do tiê-preto no local pode também estar associada à ocorrência da bromélia *N. innocentii* (Sick, 1997:730) ou ainda da pixirica *Leandra* sp. (Sick, 1997:729), espécies presentes na área das quais ele se alimenta. De fato, já foram observadas especializações comportamentais do tiê-preto para consumo do fruto de *N. innocentii* (Sick, 1997:730), podendo tal especialização contribuir para uma territorialidade associada à defesa do recurso.

O comportamento tímido do tangará-dançador (Ridgely & Tudor, 2009:493-494) contrastou com o elevado período de permanência observado para a espécie (superior a quatro minutos), que também se aproximou a dois metros do gravador. Em parte, esse comportamento arredo pode ser explicado pelo comportamento típico de "mobbing". A espécie foi observada apenas durante o evento em que um maior número de indivíduos se fizeram presentes, o que pode tê-lo motivado a alterar substancialmente seu comportamento e mesmo sua baixa sensibilidade (Stotz *et al.*, 1996:242-243).

A elevada altura observada para o anambé-branco-de-rabo-preto pode derivar de sua ecologia, visto que a espécie costuma habitar copas de árvores (Stotz *et al.*, 1996:240-241; Peña & Rumboll, 1998: pl.80.7; Ridgely & Tudor, 2009:481-482).

O barbudo-rajado é descrito por (Sick, 1997:484-487) como uma espécie geralmente calada, que passa despercebida e que recolhe o alimento do solo, habitando o interior da mata. Apesar de o barbudo-rajado ter tido um período de latência longo (superior a quatro minutos) e ter sido observado já afastado da borda da trilha, nossas observações são mais consistentes com sua ocupação do sub-bosque e do estrato médio (Stotz *et al.*, 1996:192-193), tendo em vista que a espécie foi observada a três metros de altura.

A choquinha-lisa foi observada em nosso trabalho em floresta ombrófila densa. Isto é curioso, tendo em vista que ela é considerada uma espécie com alto grau de especialização, apresentando maior abundância em floresta estacional semidecidual e em floresta ombrófila mista (Anjos *et al.*, 2015). Talvez essa menor abundância explique porque, em vez de ter sido observada aos pares forrageando letargicamente (Ridgely & Tudor, 2009:338), foi visualmente registrada solitária. O forrageio

modorrento também deu lugar a um indivíduo que teve um período de latência pequeno e que permaneceu mais de quatro minutos reagindo à gravação, chegando a dois metros do pesquisador. Se esse comportamento discrepante na floresta ombrófila mista está relacionado à mudança de habitat, à menor densidade ou mesmo ao estímulo do “playback” é algo que merece estudos mais aprofundados e merece esforços em se tratando de uma espécie com interesse especial para conservação (Anjos *et al.*, 2015).

Conclusão

Nossos resultados indicam que, em aves, a percepção do risco que um predador representa não parece ser inata e depende de uma experiência prévia. No caso do fragmento estudado em São Francisco do Sul, é o predador nativo quem faz a comunidade de aves se movimentar quando de sua presença, e não o alien. A avifauna local contém espécies que reagem, majoritariamente, ou logo após o início da vocalização do predador nativo ou após um grande período de latência. As espécies aproximam-se mais da gravação quando soa o predador nativo, sendo que essa aproximação ocorre tanto na vertical quanto na horizontal. Se a avifauna reagiu muito mais ao predador nativo, a resposta da comunidade como um todo aos parâmetros temporais (latência e duração) e espaciais (altura e distância da trilha) depende do conjunto das espécies responsivas e, nesse aspecto, tanto a ecologia quanto a filogenia podem ter um papel importante. Estudos com “playbacks” podem ser importantes para a identificação de áreas de ocorrência de um predador, como a ocorrência do caburé-miudinho em Santa Catarina.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória e à Univille, por darem as condições para que esse estudo pudesse ser conduzido, em especial ao professor Cláudio Türeck. Somos gratos também ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Centro de Ciências Biológicas da

Universidade Federal de Santa Catarina. Agradecemos a todos os colegas do curso de Ecologia de Campo 2018, bem como aos professores, aos pós-doutorandos e a todas as pessoas que estiveram envolvidas direta e indiretamente em nossa estadia em São Francisco do Sul. As análises estatísticas foram revisadas por Eduardo Luís Hettwer Giehl, que forneceu novas perspectivas para simplificação dos resultados. FFP agradece ao CNPq pela bolsa de mestrado (Processo 133320/2018-9) e ao Prof. Dr. Carlos Frederico Deluqui Gurgel, pelo aceite como orientador. MSC e BMV agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001, pelas bolsas de estudo.

Referências

- Anjos L. dos, Collins C.D., Holt R.D., Volpato G.H., Lopes E.V. & Bochio G.M. (2015) Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? *Biological Conservation*, **188**, 32–40.
- Becher G.M. (2016) WA2149644: canto do caburé-miudinho (*Glaucidium minutissimum*). Disponível em www.wikiaves.com/2149644.
- Bibby C., Jones M. & Marsden S. (1998) *Expedition field techniques: bird surveys*. London: Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society & BirdLife International.
- Billings A.C., Greene E. & Jensen S.M. de la L. (2015) Are chickadees good listeners? Antipredator responses to raptor vocalizations. *Animal Behaviour*, **110**, 1–8.
- Boersma P. de G. (2014) XC327170: açor-vermelho (*Erythrotriorchis radiatus*). Disponível em www.xeno-canto.org/327170.
- Carlson N.V., Healy S.D. & Templeton C.N. (2017a) A comparative study of how British tits encode predator threat in their mobbing calls. *Animal Behaviour*, **125**, 77–92.
- Carlson N.V., Healy S.D. & Templeton C.N. (2017b) Hoo are you? Tits do not respond to novel predators as threats. *Animal Behaviour*, **128**, 79–84.

- Curio E. & Regelman K. (1985) The behavioural dynamics of great tits (*Parus major*) approaching a predator. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, **69**, 3–18.
- Davies P.C.W. (2012) The epigenome and top-down causation. *Interface focus*, **2**, 42–48.
- Desrochers A., Bélisle M. & Bourque J. (2002) Do mobbing calls affect the perception of predation risk by forest birds? *Animal Behaviour*, **64**, 709–714.
- Dutour M., Lena J.-P. & Lengagne T. (2016) Mobbing behaviour varies according to predator dangerousness and occurrence. *Animal Behaviour*, **119**, 119–124.
- Ferguson-Lees J. & Christie D.A. (2005) *Raptors of the world*. London: Christopher Helm Publishers.
- Forsman J.T., Mönkkönen M., Inkeröinen J. & Reunanen P. (1998) Aggregate dispersion of birds after encountering a predator: experimental evidence. *Journal of Avian Biology*, **29**, 44–48.
- Freitas R. & Volpato G. (2008) Behavioral response of Nile tilapia to an allopatric predator. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, **41**, 267–272.
- Gerhardt H.C. (1992) Conducting playback experiments and interpreting their results. *Playback and studies of animal communication*. (ed. por P.K. McGregor), pp. 59–77. Springer Science & Business Media, LLC, New York.
- Haff T.M. & Magrath R.D. (2012) Learning to listen? Nestling response to heterospecific alarm calls. *Animal Behaviour*, **84**, 1401–1410.
- Hettena A.M., Munoz N. & Blumstein D.T. (2014) Prey responses to predator's sounds: a review and empirical study. *Ethology*, **120**, 427–452.
- Howell S.N.G. & Robbins M.B. (1995) Species limits of the least pygmy-owl (*Glaucidium minutissimum*) complex. *The Wilson Bulletin*, **107**, 7–25.
- Johnson F.R., McNaughton E.J., Shelley C.D. & Blumstein D.T. (2003) Mechanisms of heterospecific recognition in avian mobbing calls. *Australian Journal of Zoology*, **51**, 577–585.
- Kavaliers M. & Choleris E. (2001) Antipredator responses and defensive behavior: ecological and ethological approaches for the neurosciences. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, **25**, 577–586.

- Lanna L.L., Azevedo C.S. de, Claudino R.M., Oliveira R., Antonini Y., Lanna L.L., Azevedo C.S. de, Claudino R.M., Oliveira R. & Antonini Y. (2017) Feeding behavior by hummingbirds (Aves: Trochilidae) in artificial food patches in an Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. *Zoologia*, **34**, 1–9.
- Mahr K. & Hoi H. (2018) Red-legged partridges perceive the scent of predators and alarm scents of an avian heterospecific. *Animal Behaviour*, **144**, 109–114.
- Maynard Smith J. & Harper D. (2003) *Animal signals*. Oxford: Oxford University Press.
- Moro M.F., Souza V.C., Oliveira-Filho A.T. de, Queiroz L.P. de, Fraga C.N. de, Rodal M.J.N., Araújo F.S. de & Martins F.R. (2012) Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasílica*, **26**, 991–999.
- Nonacs P. & Blumstein D.T. (2010) Predation risk and behavioral life history. *Evolutionary behavioral ecology* (ed. por D. Westneat e C.W. Fox). New York, NY: Oxford University Press. pp. 207–221.
- Peña M.R. de la & Rumboll M. (1998) *Birds of Southern South America and Antarctica*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Piacentini V. de Q., Aleixo A., Agne C.E., Maurício G.N., Pacheco J.F., Bravo G.A., Brito G.R.R., Naka L.N., Olmos F., Posso S., Silveira L.F., Betini G.S., Carrano E., Franz I., Lees A.C., Lima L.M., Pioli D., Schunck F., Amaral F.R. do, Bencke G.A., Cohn-Haft M., Figueiredo L.F.A., Straube F.C. & Cesari E. (2015) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **23**, 91-298.
- R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ridgely R.S. & Tudor G. (2009) *Field guide to the songbirds of South America: The Passerines*. University of Texas Press, Austin.
- Sick H. (1997) *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

- Stotz D.F., Fitzpatrick J.W., Parker III T.A. & Moscovits D.K. (1996) *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago; London.
- Tardivo R.C. & Cervi A.C. (1997) O gênero *Nidularium* Lem. (Bromeliaceae) no Estado do Paraná. *Acta Botanica Brasilica*, **11**, 237–258.
- Turcotte Y. & Desrochers A. (2003) Landscape-dependent response to predation risk by forest birds. *Oikos*, **100**, 614–618.
- Williamson J.L. & Fagan M.E. (2017) Predator playback, foraging height, and phylogeny affect gap crossing behavior in tropical forest birds. *Ornitologia Neotropical*, **28**, 163–174.
- Wilson E.O. (1975) *Sociobiology: the new synthesis*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press.

Influência da competição nas características da vocalização de *Physalaemus aff. signifer* (Amphibia: Anura)

Cunha, S. M. B.; Fontana, L. E.; Fiuza, T. M. J.; Assis, H. A.

Introdução

A Mata Atlântica possui aproximadamente 543 espécies de anfíbios, o que corresponde a 8% do número de espécies de anfíbios do planeta. Noventa por cento destas espécies são consideradas endêmicas desse bioma e, de acordo com o ritmo atual de descrição de novas espécies, muitas outras ainda podem ser desconhecidas pela ciência (Kwet *et al.*, 2010; Haddad *et al.*, 2013). Além do desconhecimento de parte da diversidade de espécies, existem lacunas de conhecimentos sobre a biologia básica (*e.g.* uso de habitat, comportamento reprodutivo, tamanho de desova) para a maioria das espécies de anfíbios (Beiswenger, 1988).

Para a maioria das espécies de anuros, o período reprodutivo é marcado pelo comportamento de agrupamento de machos cantantes (“coro”) às margens de corpos d’água (*e.g.* poças, lagoas e alagados). O canto emitido por um macho tem a função de comunicação com indivíduos da mesma espécie, para demarcação de território em relação a outros machos e atração de fêmeas para reprodução (Haddad & Giaretta, 1999; Giasson & Haddad, 2006; Lemckert *et al.*, 2013).

A emissão do canto é um importante mecanismo no processo de reprodução de anuros, e para muitas espécies, a intensidade sonora das vocalizações ou a

complexidade do canto podem ser parâmetros fundamentais para percepção da proximidade com outro indivíduo da mesma espécie (Brenowitz *et al.*, 1984). Por isso, os anuros podem apresentar diferentes tipos de vocalização (*e.g.* cantos de anúncio e de cantos de agressão) (Lima *et al.*, 2005) e cada tipo de vocalização pode apresentar diferentes níveis de complexidade e alteração de suas características (Nali & Prado, 2014; Camurugi *et al.*, 2015).

Os parâmetros dos cantos emitidos por machos podem ser influenciados por uma série de fatores, como precipitação, temperatura e umidade do ar (Lemckert *et al.*, 2013), bem como pelo local de vocalização (indivíduos submersos apresentam vocalização com maior amplitude se comparados a indivíduos na vegetação) (Camurugi *et al.*, 2015). O tamanho corporal do macho também pode influenciar na forma de vocalizar, com machos maiores emitindo notas mais longas do que machos menores (Nali & Prado, 2014). Além disso, a densidade de indivíduos em um sítio de vocalização pode influenciar nos parâmetros acústicos dos indivíduos para evitar a sobreposição e cantos.

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a variação dos parâmetros acústicos do canto de machos de *Physalaemus aff. signifer* em poças temporárias em um remanescente florestal do CEPA da Vila da Glória, São Francisco do Sul/SC. Para isto, testamos a hipótese de que machos de *Physalaemus aff. signifer* dividindo a mesma poça emitam distintos cantos para evitar a sobreposição de vocalização quando comparados com machos solitários.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado nos remanescentes florestais do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória (Figura 1), em uma área de Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012), situada no litoral norte do estado de Santa Catarina, no Distrito do Saí, parte continental do município de São Francisco do Sul (26°28'S e

Espécie focal

Physalaemus aff. *signifer* (Girard, 1853) (Leptodactylidae), conhecida popularmente como rãzinha-do-folhicho, é endêmica da Mata Atlântica. É considerada uma espécie de pequeno porte (aproximadamente 17 mm rostro-cloacal). Trata-se de uma espécie criptozóica (que vive em áreas florestais e se esconde entre os folhijos) e que constrói ninhos de espuma flutuante em água parada, sendo comum em brejos/lagoas de habitat florestado. Têm populações relativamente abundantes e grau de ameaça pouco preocupante (Figura 2).



Figura 2. Exemplar de *Physalaemus* aff. *signifer* capturado durante a realização do estudo. Macho adulto com cerca de 17 mm de comprimento rostro-cloacal.

Coleta de Dados

Na área de estudo foram avaliadas 13 poças temporárias com comprimento de $1,86 \pm 1,09$ m, largura de $1,65 \pm 1,59$ m e profundidade variando entre 0,05 e 0,15 m. As poças foram selecionadas de acordo com a existência de machos vocalizantes. Após localizar a poça, foi realizado aproximação e aguardou-se aproximadamente 1 minuto até o animal recomençar a cantar. Posteriormente, foram desligadas as lanternas e iniciada a gravação, com duração de 1 minuto. A gravação foi realizada utilizando um gravador de microfone direcional, com qualidade de gravação de 96K e formato de WAV. Em cada gravação, foi obtido o registro do número da poça, horário da gravação e número de indivíduos. A gravação da vocalização foi realizada duas vezes em período crepuscular e 11 vezes no período noturno.

Análise dos Cantos

Conforme Vielliard & Silva (2010), o som pode ser descrito com base em três parâmetros: frequência, intensidade e duração. Para simplificar, ele geralmente é representado graficamente em duas dimensões em planos que foram determinados. O plano melódico é composto pela relação da frequência e tempo. A representação da intensidade com o tempo é o plano dinâmico. O plano harmônico é representado pela intensidade em relação à frequência. Para observar os planos e fazer as análises bioacústicas foi utilizado o programa Adobe Audition CS6 (Versão 5.0). Em cada gravação foram extraídos três trechos com qualidade de gravação em que o indivíduo estava vocalizando. O plano dinâmico (oscilograma) e plano melódico (áudio-espectrograma) foram utilizados para identificar nas gravações o tempo de repetição do canto, o número de notas e a duração do canto e, com base na diferença de frequências, foi possível identificar o número de indivíduos vocalizando em cada gravação (Figura 3). Já a frequência dominante foi determinada com base no plano harmônico (Figura 4).

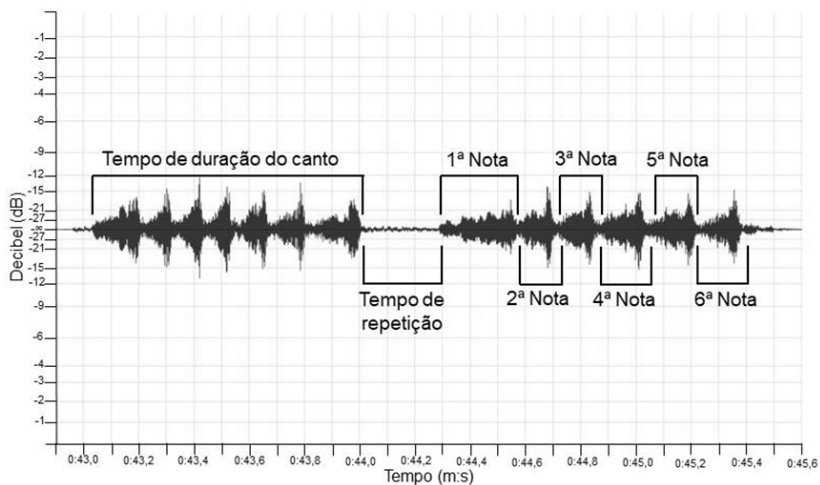


Figura 3. Oscilograma (Plano Dinâmico) da vocalização de um macho de *Physalaemus aff. signifer*, indicando parâmetros acústicos do canto: tempo de duração do canto, tempo de repetição entre um canto e o seguinte e número de notas que compõem um canto.

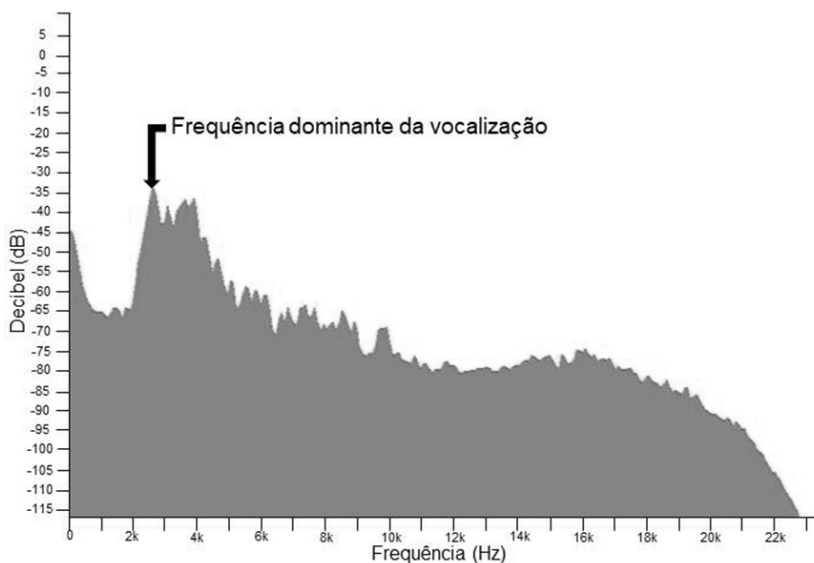


Figura 4. Plano Harmônico, utilizado para extrair a frequência dominante do canto.

Análise dos Dados

Inicialmente, os dados foram testados quanto à normalidade de distribuição através do teste de Shapiro-Wilk. Depois, avaliamos a variação das características de vocalização de machos de *Physalaemus* aff. *signifer* em relação a presença ou ausência de outros indivíduos machos na mesma poça temporária através de um teste de Mann-Whitney. Todos os testes foram realizados no software estatístico R (R Core Team, 2018).

Resultados

Um total de 13 poças temporárias foram amostradas, e os cantos de vocalização de 20 indivíduos machos de *Physalaemus* aff. *signifer* foram gravados. Em 7 poças

temporárias encontramos indivíduos vocalizando acompanhados e em 6 poças temporárias, vocalizando sozinhos. Observamos dois principais tipos de vocalização: canto de anúncio (atração de fêmeas) (Figura 5) e canto de agonia (indivíduos observados em amplexo; Figura 6).

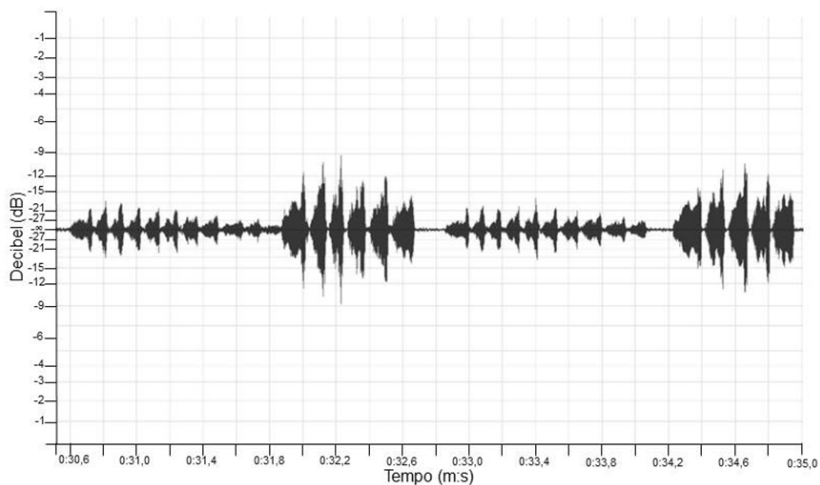


Figura 5. Vocalização de dois indivíduos machos de *Physalaemus aff. signifer*

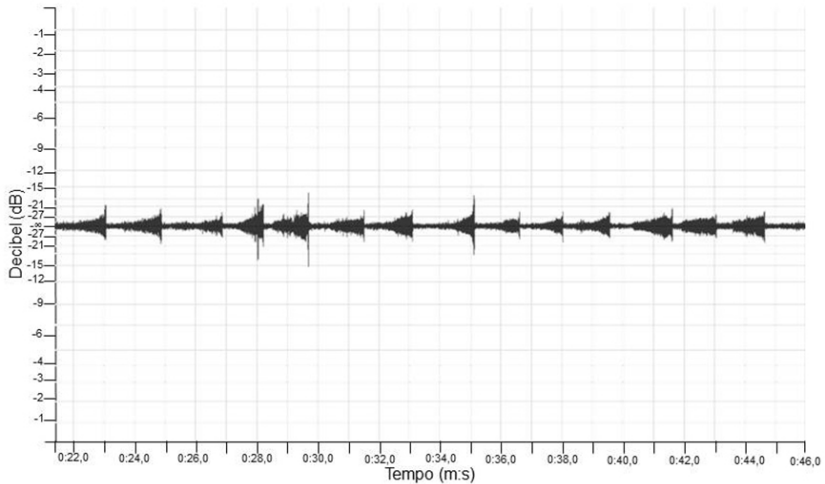


Figura 6. Vocalização de dois indivíduos de *Physalaemus* aff. *signifer* em amplexo

Das quatro características da vocalização avaliadas entre indivíduos machos de *Physalaemus* aff. *signifer* vocalizando sozinhos e acompanhados em poças temporárias, apenas o tempo de repetição da vocalização foi distinto. O tempo de repetição de vocalização foi maior ($W=240,0$; $p=0,031$) em indivíduos que vocalizavam sozinhos ($4,42 \pm 0,66$ segundos; média \pm erro padrão) do que em indivíduos que vocalizavam acompanhados ($3,65 \pm 0,91$ segundos) (Figura 7A). O número de notas por vocalização não diferiu ($W=441,0$; $p=0,209$) entre indivíduos que vocalizavam sozinhos ($5,62 \pm 0,38$) e acompanhados ($6,45 \pm 0,39$) (Figura 7B). De forma semelhante, a frequência dominante não diferiu ($W=388,0$; $p=0,734$) entre indivíduos que vocalizavam sozinhos ($3018,10 \pm 73,07$ Hertz) e acompanhados ($3202,11 \pm 154,39$ Hertz) (Figura 7C). O mesmo ocorreu com a duração da vocalização, que não diferiu ($W=427,5$; $p=0,313$) entre indivíduos que vocalizavam sozinhos ($0,74 \pm 0,03$ segundos) e acompanhados ($1,82 \pm 0,69$ segundos) (Figura 7D). Embora estatisticamente não significativo, observamos uma variação maior no número de notas por vocalização, na frequência dominante da vocalização e no tempo de duração da vocalização nos

indivíduos que vocalizavam acompanhados, se comparados aos indivíduos que vocalizavam sozinhos (Figura 7B, 7C e 7D).

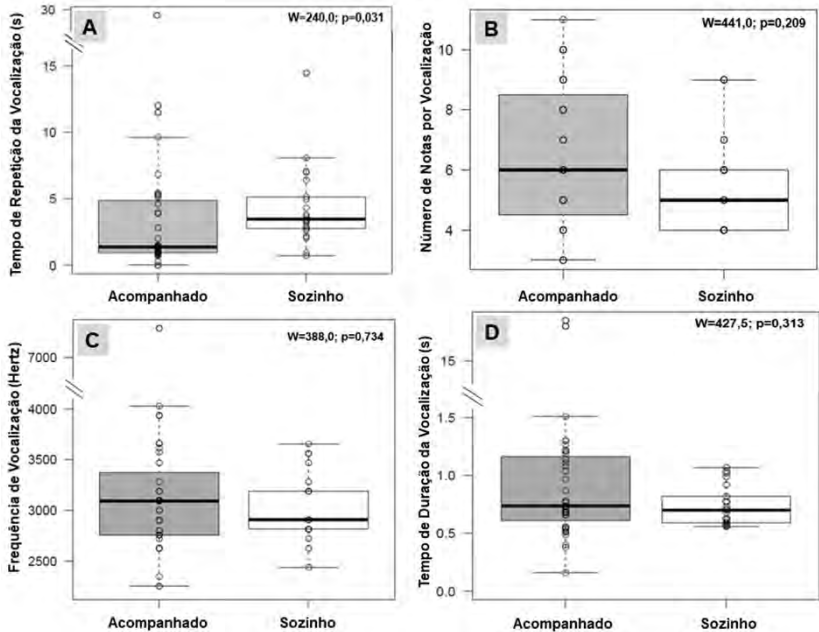


Figura 7. Variação das características de vocalização de indivíduos machos de *Physalaemus aff. signifer* observadas com a presença (Acompanhado) ou ausência (Sozinho) de outros indivíduos machos da mesma espécie em poças temporárias. Valores significativos estatisticamente para $p < 0,05$.

Discussão

Observamos que, dentre as quatro características de vocalização avaliadas entre indivíduos de *Physalaemus aff. signifer* vocalizando sozinhos e acompanhados em poças temporárias, apenas o tempo de repetição da vocalização variou, sendo maior

em machos que vocalizavam sozinhos. Isso corrobora apenas parcialmente a nossa hipótese inicial, pois as demais características de vocalização (número de notas, frequência e tempo de duração) foram semelhantes entre os indivíduos que vocalizavam sozinhos ou acompanhados. Entretanto, é importante destacar que indivíduos que estavam vocalizando acompanhados apresentaram uma variação maior das características de vocalização. Isso sugere que a proximidade de outros machos (potencialmente competidores e da mesma espécie) pode gerar uma alteração na forma como estes indivíduos vocalizam, embora esta variação tenha sido significativa apenas para o tempo de repetição da vocalização.

O tempo de repetição da vocalização diminuiu e foi menor em machos que vocalizavam acompanhados. Informações referentes às características de vocalização de *Physalaemus* aff. *signifer* são escassas, entretanto, estudos também observaram diminuição do tempo de intervalo de vocalização em machos de outras espécies de anuros. Com a utilização de estímulos sonoros artificiais (*playback*) para simular a presença de outros machos da mesma espécie, este tipo de comportamento de diminuição do tempo de intervalo de vocalização foi observado para espécies de anuros bastante distintos, como *Hyperolius marmoratus* (Grafe, 1996), *Alytes obstetricans* (Bosch & Márquez, 2001) e *Hyla avivoca* (Martínez-Rivera & Gerhardt, 2008). É difícil precisar exatamente o motivo desta alteração, entretanto, possivelmente, esta alteração está relacionada a uma estratégia para evitar a sobreposição de vocalização.

Além disso, observamos claramente que o número de notas, a frequência e a duração da vocalização variaram em maior escala em indivíduos que vocalizavam acompanhados do que em indivíduos que vocalizavam sozinhos. Embora as características de vocalização não tenham diferido estatisticamente entre os indivíduos vocalizando sozinhos e acompanhados, a variação da vocalização pode indicar que a presença nas proximidades pode alterar as características de vocalização de *Physalaemus* aff. *signifer*. Neste sentido, alterações das características de vocalização, geradas pela presença de outros machos, também foram observadas para outras espécies de anuros. Por exemplo, o número de notas de vocalização de *Phyllomedusa* sp. é maior num canto de agressão (direcionado para outros indivíduos

machos) do que num canto de atração (direcionado para as fêmeas) (Lima *et al.*, 2005). Por outro lado, *Bokermannohyla ibitiguara* na presença de outros indivíduos competidores, não apresentou alteração no número de notas emitidas durante a vocalização, mas apresentou um alongamento das notas curtas e frequência dominante mais baixa (Nali & Prado, 2014). De forma semelhante, machos de *Hyla avivoca*, quando em grupo, apresentaram vocalizações mais longas (Martínez-Rivera & Gerhardt, 2008). Isso demonstra, claramente, que a presença de outros machos na área de vocalização pode gerar uma alteração no número de notas, na frequência e na duração da vocalização de alguns anuros.

Conclusão

A proximidade de outros machos potencialmente competidores em poças temporárias pode gerar uma alteração nas características de vocalização de *Physalaemus aff. signifer*. Foram observados dois grupos de canto, sendo um de atração para as fêmeas e outro agonizante. O tempo de repetição de vocalização diferiu entre indivíduos machos vocalizando sozinhos (maior tempo de repetição) e acompanhados (menor tempo de repetição). Além disso, as características de vocalização de machos vocalizando acompanhados apresentaram uma variação maior, embora esta variação tenha sido significativa apenas para o tempo de repetição da vocalização. Esses resultados demonstraram que os machos de *Physalaemus aff. signifer* usam de estratégias que visam tornar suas vocalizações mais conspícuas em meio a outros machos para obterem maiores chances de encontrarem uma parceira reprodutiva.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e a Universidade da região de Joinville – Univille, por disponibilizar o espaço do CEPA da Vila da Glória. Agradecemos especialmente ao Dr. Selvino Neckel, que contribuiu para planejamento, execução e correções deste

projeto e ao pós-doutorando Thiago Silveira pelas contribuições com as análises estatísticas.

Referências

- Beiswenger R. (1988) Integrating anuran amphibian species into environmental assessment programs. *Management of amphibians, reptiles, and small mammals in north america: Proceedings of the symposium*. (ed. R.C. Szaro, K.E. Severson, and D.R. Patton). Arizona: USDA Forest Service, General Technical Report RM-166. pp. 159–165.
- Bosch J. & Márquez R. (2001) Call timing in male-male acoustical interactions and female choice in the midwife toad *Alytes obstetricans*. *Copeia*, **2001**, 169–177.
- Brenowitz E.A., Wilczynski W. & Zakon H.H. (1984) Acoustic communication in spring peepers: environmental and behavioral aspects. *Journal of Comparative Physiology A*, **155**, 585–592.
- Camurugi F., Röhr D.L. & Juncá F.A. (2015) Differences in advertisement calls and vocal behavior in *Hypsiboas atlanticus* (Anura: Hylidae) among microhabitats. *Herpetologica*, **71**, 243–251.
- FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA – FATMA (2001) *Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Babitonga*. FATMA/GTZ, Florianópolis.
- Giasson L.O.M. & Haddad C.F.B. (2006) Social interactions in *Hypsiboas albomarginatus* (Anura: Hylidae) and the significance of acoustic and visual signals. *Journal of Herpetology*, **40**, 171–180.
- Grafé T.U. (1996) The function of call alternation in the African reed frog (*Hyperolius marmoratus*): precise call timing prevents auditory masking. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **38**, 149–158.
- Haddad C.F.B. & Giaretta A.A. (1999) Visual and acoustic communication in the Brazilian torrent frog, *Hylodes asper* (Anura: Leptodactylidae). **55**, 324–333.

- Haddad C.F.B., Toledo L.F., Prado C.P.A., Loebmann D., Gasparini J.L. & Sazima I. (2013) *Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia*. São Paulo: Editora Anolis Book.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2012) *Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos*. Rio de Janeiro: IBGE - Diretoria de Geociências.
- Kwet A., Lingnau R. & Di-Bernardo M. (2010) *Anfíbios da Serra Gaúcha*. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Lemckert F., Penman T. & Mahony M. (2013) Relationship of calling intensity to micrometeorology in pond breeding frogs from central eastern New South Wales. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, **3**, 170–180.
- Lima A.P., Magnusson W.E., Menin M., Erdtmann L.K., Rodrigues D.J., Keller C. & Hödl W. (2005) *Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central*. Attema Design Editorial, Manaus.
- Martínez-Rivera C.C. & Gerhardt H.C. (2008) Advertisement-call modification, male competition, and female preference in the bird-voiced treefrog *Hyla avivoca*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **63**, 195–208.
- Matias E.G. (2005) *Composição da fauna de répteis do município de São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil*. Universidade Tuiuti do Paraná.
- Nali R.C. & Prado C.P.A. (2014) Complex call with different messages in *Bokermannohyla ibitiguara* (Anura, Hylidae), a gladiator frog of the Brazilian Cerrado. *Journal of Herpetology*, **48**, 407–414.
- R Core Team (2018) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Vielliard J. & Silva M.L. (2010) Bioacústica: bases teóricas e regras práticas de uso em ornitologia. *Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento* (ed. S.V. Matter, F. Straube, I. Accordi, V. Piacentini, and J.F. Cândido-Jr.). Rio de Janeiro: Technical Books. , pp. 313–326.

Investigando métodos de descrição de comunidades de aves em remanescente de Floresta Ombrófila Densa

Mora-Rave, J. S.; Dalpiaz, F.L.; Danielski, S.; Wuerges, M.; Brito, G.R.R.

Introdução

As aves ocupam uma ampla diversidade de nichos ecológicos e são consideradas excelentes indicadores de diversidade dos ecossistemas. Portanto, frente às dinâmicas ambientais, quantificar a riqueza e composição das espécies de locais ainda desconhecidos se faz necessário (Bibby *et al.*, 1998; Herzog *et al.*, 2002; Vielliard *et al.*, 2010a). Não é possível contar todas as espécies e indivíduos de uma certa área, por isso devemos fazer amostragens para descrever uma comunidade. Para tanto, o melhor método seria aquele que pode explicar os objetivos do trabalho mais simplesmente, já que métodos muito complicados podem demandar muito tempo e custo (Bibby *et al.*, 1998). Conseqüentemente é preciso estabelecer de forma clara quais informações são necessárias e, em geral, essas informações podem ser divididas em dois grandes grupos: (i) dados sobre abundância relativa ou densidade de cada espécie e (ii) dados sobre composição e riqueza das espécies (Ribon, 2010).

Dentre diferentes métodos para amostragem de aves, dois se destacam por serem bem estabelecidos e utilizados e porque são metodologias que não causam perturbação aos animais, uma vez que estes não precisam ser manipulados. São eles: (i) pontos de escuta (MAPE) e (ii) listas de Mackinnon (LISTAS).

O MAPE permite uma avaliação objetiva da riqueza e abundância das comunidades de aves, onde o ornitólogo se concentra totalmente em registrar as aves nos

diferentes pontos fixos estabelecidos na área amostral durante um determinado período de tempo, identificando as espécies que estão presentes e/ou suas abundâncias (Vielliard *et al.*, 2010a). Este método permite uma maior concentração do observador, já que, em comparação a técnica de transecções, não envolve deslocamento durante a contagem, desta forma permitindo anotar de maneira controlada os contatos obtidos, com maior probabilidade de detectar espécies típicas e crípticas, sendo mais fácil de relacionar amostragem com características ambientais (Bibby *et al.*, 1998; Vielliard *et al.*, 2010a). Porém a experiência do observador no reconhecimento auditivo das espécies é fundamental: para que os dados obtidos sejam consistentes, o observador deve ser capaz de identificar pelo menos 95% das vocalizações de aves. Além disso, já que o observador permanece em um ponto fixo, os grupos de aves escutados deveriam ser registrados como um único contato, devido a que o observador não pode determinar o número exato de indivíduos. Isto pode ser uma limitação se o objetivo do trabalho é monitorar o tamanho populacional das espécies de uma comunidade ao longo do tempo (Vielliard *et al.*, 2010a)

O método LISTAS consiste em percorrer a área amostral e fazer listas de 5, 10 ou 20 espécies no máximo (a escolha do número depende da diversidade global do local e fica a critério do pesquisador), sem que se repita espécies na mesma lista. Desta forma, a espécie mais abundante é aquela que aparecer no maior número de listas. Esta metodologia tem como objetivo principal avaliar a riqueza e composição das espécies, é flexível, permitindo maximizar a informação sobre a diversidade de aves, otimizando o tempo no campo, podendo-se percorrer as áreas mais rápido e detectar mais espécies, possui menores chances de amostrar o mesmo indivíduo duas vezes, é bastante indicado para espécies mais móveis e, também, o erro nos estimadores de distância são menos problemáticos em relação a outros métodos. Porém essa metodologia não é muito eficaz para determinar a abundância das espécies em relação a outras metodologias (Bibby *et al.*, 1998, Ribon (2010), Herzog *et al.* (2002). É importante dizer que uma das grandes vantagens deste método é a liberdade de interromper a amostragem em qualquer momento (inclusive para identificar uma espécie) e retomá-la posteriormente sem prejuízo na qualidade dos dados obtidos (Ribon, 2010).

Ambos os métodos apresentam vantagens e desvantagens, contudo, análises que comparem a efetividade de cada um deles em comunidades de aves ainda são incipientes. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar estas duas metodologias para amostragem de comunidades de aves nos remanescentes florestais do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória e, assim, determinar e comparar a riqueza de espécies identificadas pelos dois métodos. Partimos da hipótese de que não haverá diferença significativa de riqueza e diversidade das comunidades de aves entre as metodologias LISTAS e MAPE.

Materiais e Métodos

Procedimento do método

Percorremos uma área de remanescente de Floresta Ombrófila Densa (FOD) nas adjacências do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) da Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE), o qual é uma iniciativa privada de conservação situada na localidade Vila da Glória, São Francisco do Sul – SC. Caminhamos entre as 05h45min e 11h30min por aproximadamente 4 km em uma trilha conhecida, registrando todo o percurso com o aplicativo de dispositivo móvel “Wikiloc” (Figura 1). Nossas observações foram registradas em cadernetas de campo e a identificação das aves foram facilitadas com o uso de binóculos e um especialista. Utilizamos um banco de gravações de vocalizações de aves (“playback”) a fim de que as espécies se aproximassem para detectar ou confirmar táxons que geraram dúvida no momento do registro (Vielliard *et al.*, 2010b; Araújo-lima & Duca, 2015).

Durante este percurso aplicamos concomitantemente as metodologias de levantamento de espécies de aves: LISTAS (Ribon, 2010) e MAPE (Vielliard *et al.*, 2010a).



Figura 1: Localização da área de estudo e a trilha percorrida no remanescente florestal do CEPA. As bandeiras correspondem aos pontos de amostragem. Fonte: Google Earth, modificado pelos autores.

Listas de MacKinnon (LISTAS)

Ao longo do trajeto caminhado foram anotados na caderneta registros de cada espécie encontrada, ora por avistamentos, ora por vocalização, até completar 10 espécies diferentes. Independente de quantos indivíduos de cada espécie foram vistos ou ouvidos, somente registramos a espécie uma única vez por lista. Os indivíduos de mesma espécie vistos no momento de registrar a primeira lista não foram marcados na lista seguinte, visto que o foco primário deste método é analisar a riqueza de espécies e não a abundância de cada espécie na área conforme aponta (Ribon, 2010). Anotadas as 10 primeiras espécies, iniciamos uma nova lista até se

completar mais 10 espécies e, ao longo da caminhada, fomos obtendo listas contendo 10 registros de diferentes espécies (MacKinnon, 1988; Bibby *et al.*, 1998; Herzog *et al.*, 2002; O’Dea *et al.*, 2004).

Amostragem por pontos de escuta (MAPE)

Conforme Vielliard *et al.* (2010a), o MAPE derivou da técnica de transecções e tem por objetivo contornar as dificuldades de aplicação no campo. Ao longo do percurso realizado foram marcados 9 pontos de amostragem distanciados 250 m entre si, uniformemente, de maneira a abranger toda a área de interesse (Figura 1). Essa distância foi estabelecida para minimizar o risco de que indivíduos de uma espécie com vocalização de maior alcance sejam detectados em mais de um ponto. Nestes pontos de observação foram registradas nas cadernetas todos os registros visuais e auditivos que ocorreram em um tempo cronometrado de 10 min (sendo as LISTAS interrompidas durante esse intervalo de tempo), optando pelo raio ilimitado de distância do ponto, devido à dificuldade e subjetividade de se estimar as distâncias a olho nu em ecossistemas com alta densidade florestal (Vielliard *et al.*, 2010a).

Análise dos dados

Após o percurso, as espécies encontradas foram registradas em planilhas eletrônicas do software “Excel”. Foi criada uma planilha para o método LISTAS e outra para o método MAPE. Nestas planilhas agrupamos os registros das duas metodologias, resultando no cálculo da riqueza, frequência de ocorrência e a abundância. Para a metodologia de LISTAS um quadro geral da abundância das espécies virá do número de listas em que cada espécie ocorreu, obtendo-se um índice de abundância relativa, que, de acordo com Ribon (2010), é chamado de Índice de Frequência de Listas (IFL). Assim, o IFL de uma espécie foi obtido dividindo-se o número de listas de 10 espécies em que ela ocorre pelo número total de listas obtido ao final do trabalho:

$$IFL = \frac{NL}{NT} \quad (1)$$

Onde IFL é o Índice de Frequência de Listas, NL é o número de listas de 10 espécies em que a espécie ocorre e NT é o número total de listas obtido ao final do trabalho.

Já na metodologia de amostragem por pontos de escuta, a abundância relativa é tratada como índice pontual de abundância (também conhecido como IPA) conforme aponta Vielliard *et al.* (2010a). Este índice é calculado por meio da equação abaixo:

$$IPA = \frac{NCI}{NTA} \quad (2)$$

Onde IPA é o índice pontual de abundância, NCI é o número de contatos de cada espécie e NTA é o número total de contatos da amostra total.

As abundâncias foram ranqueadas decrescentemente e as 10 espécies mais abundantes para ambos os métodos, comparadas. As planilhas, importadas para o software de programação aberta R (R Core Team, 2018), possibilitaram a elaboração de curvas de rarefação, visando comparar metodologias e verificar se suas riquezas e diversidade (Shannon e Simpson) diferem entre os métodos, assim como a cobertura amostral. Calculamos a diversidade beta através da dissimilaridade de Jaccard e então particionamos em aninhamento e substituição (Magurran, 2011).

Resultados

A riqueza total obtida foi de 66 espécies. Foram amostrados no total 285 indivíduos, sendo que, destes, 147 foram amostrados no método de LISTAS, e 138 no MAPE. As espécies mais abundantes no primeiro método foram *Basileuterus culicivorus* e *Vireo olivaceus*, com 9 e 8 indivíduos respectivamente. Já no segundo método as espécies mais abundantes foram *Pyrrhura frontalis* e *Terenura maculata*, com 18 e 10 indivíduos respectivamente, sendo que, das 10 espécies mais abundantes, 5 são compartilhadas pelos dois métodos de amostragem (Tabela 1).

Tabela 1: Espécies mais abundantes das duas metodologias aplicadas. As espécies ressaltadas são as compartilhadas por os dois métodos. Abund: abundância, IPA: Índice pontual de abundância.

LISTAS (Riqueza = 55 spp)				MAPE (Riqueza = 46 spp)			
Nome Científico	Nome Popular	Abund.	Abund. Relativa	Nome Científico	Nome Popular	Abund.	IPA
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula Pula	9	0.60	<i>Pyrrhura frontalis</i>	Tiriba	18	0.13
<i>Vireo olivaceus</i>	Juruviara	8	0.53	<i>Terenura maculata</i>	Zidedê	10	0.07
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Choca lisa	6	0.40	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula Pula	8	0.06
<i>Terenura maculata</i>	Zidedê	6	0.40	<i>Chiroxiphia caudata</i>	Tangará	6	0.04
<i>Trogon viridis</i>	Surucúá barriga amarela	6	0.40	<i>Myiodinastes maculatus</i>	Bem te vi rajado	6	0.04
<i>Habia rubica</i>	Tié de Bando	5	0.33	<i>Hypodaleus guttatus</i>	chocão carijó	5	0.04
<i>Hypodaleus guttatus</i>	Chocão carijó	5	0.33	<i>Vanellus chilensis</i>	quero quero	5	0.04
<i>Picumnus temminkii</i>	Pica pão anão de coleira	5	0.33	<i>Vireo olivaceus</i>	Juruviara	5	0.04
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Para tóca do-Sul	5	0.33	<i>Pyriglena leucoptera</i>	Para tóca do Sul	4	0.03
<i>Attila rufus</i>	Capitão de saíra	4	0.27	<i>Ramphastos dicolorus</i>	Tucano bico verde	4	0.03

A riqueza foi de 55 espécies pelo método de LISTA e 46 espécies pelo método MAPE. Apesar de os intervalos de confiança na riqueza de espécies entre os dois métodos não se sobreporem, a curva de rarefação de riqueza de espécies para o método de LISTA não atingiu a assíntota, indicando uma tendência na riqueza maior do que no MAPE (Figura 2A). Obtivemos uma cobertura amostral de 92% para o método de MAPE e de 85% para LISTAS, indicando que o método MAPE amostrou um número maior de indivíduos em relação ao número real de espécies (Figura 2B).

De acordo com o índice de Shannon, não houve diferença entre a diversidade de espécies nos dois métodos de amostragem, devido à sobreposição nos intervalos de confiança, mas apresenta uma tendência de maior diversidade obtida com as LISTAS (Figura 2C). De acordo com o índice de Simpson, a diversidade de espécies foi maior com o método de LISTAS (Figura 2D). Em relação à diversidade beta obtivemos 46% de dissimilaridade entre as comunidades. A partição desta diversidade foi explicada 38% por substituição e 8% por aninhamento.

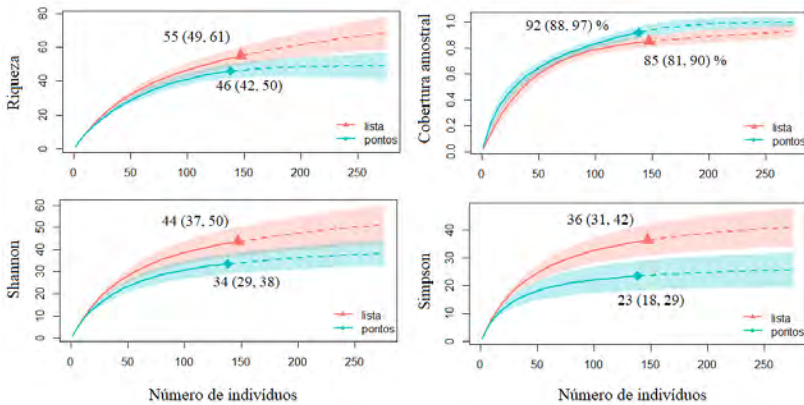


Figura 2: Comparação das curvas de rarefação baseadas em indivíduos (linhas sólidas) e extrapolação (linhas pontilhadas), até o tamanho amostral base de 276 indivíduos (dobro da menor referência de tamanho amostral), da diversidade de aves com base na ordem dos números de Hill, com intervalos de confiança de 95% (Números entre parêntese). A) Curva de riqueza de espécies ($q=0$). B) Cobertura amostral das espécies. C) Índice de diversidade de Shannon ($q=1$). D) Índice de diversidade de Simpson ($q=2$).

As comunidades descritas pelos dois métodos de amostragem não foram iguais, já que a riqueza e diversidade de espécies foi maior nas LISTAS, enquanto a cobertura de amostragem foi maior pelo MAPE. Apesar disso, os dois métodos não demonstraram muita diferença quando comparamos com o cálculo de diversidade beta, sendo que as comunidades descritas pelos dois tiveram mais de 50% de similaridade. Da variação da composição entre as comunidades descritas pelos dois métodos, a maioria está relacionada com a substituição de espécies e não com aninhamento, demonstrando que um método não amostra um subconjunto do outro, mas que estão amostrando espécies diferentes (Figura 3).

LISTAS	MAPE
<i>Veniliornis spilogaster</i>	
<i>Vireo olivaceus</i>	
<i>Amadonastur lacemulatus</i>	
<i>Aramides cajaneus</i>	
<i>Automolus leucophthalmus</i>	
<i>Basileuterus rivularis</i>	
<i>Hemithraupis ruficapillus</i>	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	
<i>Synalaxis spixii</i>	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	
<i>Myiodinastes maculatus</i>	
<i>Myrmoderus squamosus</i>	
<i>Plaja cayana</i>	
<i>Thalurania glaucopis</i>	
<i>Tityra cayana</i>	
<i>Megasceryle torquata</i>	
<i>Mionectes rufiventris</i>	
<i>Caracara plancus</i>	
<i>Piculus flavigula</i>	
	<i>Attila rufus</i>
<i>Basileuterus culicivorus</i>	<i>Basileuterus culicivorus</i>
<i>Brotogeris tirica</i>	<i>Brotogeris tirica</i>
<i>Chaetura meridionalis</i>	<i>Chaetura meridionalis</i>
<i>Chiroxiphia caudata</i>	<i>Chiroxiphia caudata</i>
<i>Coereba flaveola</i>	<i>Coereba flaveola</i>
<i>Coragyps atratus</i>	<i>Coragyps atratus</i>
<i>Dendrocincia turdina</i>	<i>Dendrocincia turdina</i>
<i>Dysithamnus mentalis</i>	<i>Dysithamnus mentalis</i>
<i>Elaenoides forficatus</i>	<i>Elaenoides forficatus</i>
<i>Empidonomus varius</i>	<i>Empidonomus varius</i>
<i>Habia rubica</i>	<i>Habia rubica</i>
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>
<i>Hypodaedalus guttatus</i>	<i>Hypodaedalus guttatus</i>
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	<i>Lathrotriccus eulerei</i>
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>
<i>Megarynchus pitangua</i>	<i>Megarynchus pitangua</i>
<i>Myiodinastes maculatus</i>	<i>Myiodinastes maculatus</i>
<i>Myiornis auricularis</i>	<i>Myiornis auricularis</i>
<i>Phylidor atricapillus</i>	<i>Phylidor atricapillus</i>
<i>Phylidor rufum</i>	<i>Phylidor rufum</i>
<i>Picumnus temminki</i>	<i>Picumnus temminki</i>
<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>
<i>Pyrgiella leucoptera</i>	<i>Pyrgiella leucoptera</i>
<i>Pyrhura frontalis</i>	<i>Pyrhura frontalis</i>
<i>Ramphodon naevius</i>	<i>Ramphodon naevius</i>
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	<i>Sittasomus griseicapillus</i>
<i>Tachyphonus cristatus</i>	<i>Tachyphonus cristatus</i>
<i>Terenura maculata</i>	<i>Terenura maculata</i>
<i>Trogon viridis</i>	<i>Trogon viridis</i>
<i>Turdus albicollis</i>	<i>Turdus albicollis</i>
<i>Turdus amaurochalinus</i>	<i>Turdus amaurochalinus</i>
<i>Turdus rufiventris</i>	<i>Turdus rufiventris</i>
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>
<i>Vanellus chilensis</i>	<i>Vanellus chilensis</i>
	<i>Campostoma obsoletum</i>
	<i>Conopophaga melanops</i>
	<i>Euphonia violacea</i>
	<i>Ictinia plumbea</i>
	<i>Milvago chimachima</i>
	<i>Petagioenas cayennensis</i>
	<i>Pheethornis eurynome</i>
	<i>Ramphastos dicolorus</i>
	<i>Rupornis magnirostris</i>
	<i>Taimomyias sulphurescens</i>
	<i>Vireo olivaceus</i>

Figura 3: Composição de espécies de acordo com as metodologias: LISTAS e MAPE, representando as espécies exclusivas de cada metodologia (cinza claro) e as espécies compartilhadas entre elas (cinza escuro).

Discussão

Anjos *et al.* (2010) apontam que, com a exposição comparativa das metodologias MAPE e LISTAS, fica evidente que a escolha do método está intimamente relacionada com o objetivo da pesquisa. Em caso de interesse em comparar comunidades de aves florestais em locais distintos, o método de amostragem por pontos de escuta (MAPE) pode ser sua melhor escolha. As amostragens em pontos, por serem estacionárias, permitem que o observador tenha mais tempo para detectar e identificar espécies raras, o que se torna particularmente importante para registrar espécies pouco conspícuas visualmente.

Por outro lado, o método LISTAS permitiu cobrir uma área amostral maior no mesmo período de tempo que o MAPE. Neste estudo o método LISTAS se mostrou mais sensível para detectar riqueza e número de indivíduos na comunidade. Mesmo não sendo o foco do método os resultados de abundância foram satisfatórios quando comparados com o método MAPE. Portanto, o método LISTAS pode ser mais adequado para espécies facilmente detectadas, mas que são mais móveis ou que ocorrem em baixas densidades, por exemplo (Ribon, 2010).

Vale ressaltar que as amostragens por MAPE e LISTAS fornecem apenas informação sobre abundância relativa das espécies, o que tem utilidade apenas em termos comparativos entre diferentes locais. Com isso, não é adequado, por exemplo, estimar o tamanho real de uma população. Todavia, mesmo com tais limitações, a significância dos dados pode ser avaliada consistentemente, indicando em qual local está a maior população de cada espécie ou qual local é mais rico em espécies (Anjos *et al.*, 2010).

Nesse Sentido, Grose (2017), em 24 dias de trabalho de campo, usando o método MAPE e transeções, detectou 241 espécies na FOD da bacia hidrográfica do rio Cachoeira, próxima à Baía Babitonga. Volpato *et al.* (2009), usando a metodologia MAPE, detectaram, em 36 horas de amostragem, 179 espécies em um fragmento de FOD ao sul do Paraná. Tendo em conta o tempo de amostragem do presente estudo (6 horas), foi encontrada uma riqueza importante de espécies (65 espécies) neste remanescente florestal, quando comparado com os estudos anteriores.

Do mesmo modo, no presente estudo foi detectado o gavião-pombo-pequeno (*Amadonastur lacernulatus*), que é uma espécie endêmica do Brasil, restrita à Mata Atlântica e ameaçada por causa da perda de habitat, consequência da destruição deste importante bioma (MMA, 2008). Levando em consideração o exposto, a avifauna aqui encontrada merece especial atenção devido a sua riqueza, composição e à forte pressão antrópica (Grose, 2017). Dito isso, é fundamental promover iniciativas de conservação de remanescentes florestais localizados em propriedades privadas, desenvolvendo estratégias que tenham em conta o empoderamento e sensibilização das comunidades humanas por esses importantes ecossistemas.

Conclusão

O melhor custo benefício, quando consideramos poucos períodos de tempo para amostrar a maior proporção de espécies de aves, pode ser uma combinação de diferentes métodos audiovisuais e de gravação de som (Herzog *et al.*, 2016). Em relação aos nossos dados, houve uma substituição das espécies amostradas por cada método e isso ilustra a importância de concatenar os dois métodos para que sejam usados de forma complementar, resultando em uma maior cobertura sobre a composição de espécies amostradas. Esse tipo de combinação pode ser usado em análises comparativas e entre comunidades e é flexível o suficiente para se adaptar a diferentes ambientes e ecossistemas. Portanto, já que cada um dos métodos possui seus relativos benefícios e vieses, se recomenda que eles sejam utilizados de forma combinada para gerar dados robustos, comparáveis, principalmente em situações de pesquisas rápidas (Herzog *et al.*, 2016).

Agradecimentos

Somos gratos pela oportunidade oferecida pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina por oportunizar estas vivências e aprendizados. Estendemos nosso cumprimento aos professores do programa e colaboradores da Universidade da Região de Joinville.

Referências

- Anjos L. dos, Volpato G.H., Mendonça L.B., Serafini P.P., Lopes E.V., Boçon R., Silveira E. & Bisheimer M.V. (2010) Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. *Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento* (ed. por S. Von Matter, F.C. Straube, I.A. Accordi, V. de Q. Piacentini e J.F. Cândido Jr.). Rio de Janeiro, RJ: Technical Books. pp. 61–76.
- Araújo-lima V. & Duca C. (2015) Análise comparativa das abundâncias de *Formicivora rufa* e *Thamnophilus ambiguus* em uma área de restinga no sudeste do Brasil. *Ornithologia*, **7**, 29–33.
- Bibby C., Jones M. & Marsden S. (1998) *Expedition field techniques: bird surveys*. London: Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society & BirdLife International.
- Grose A.V. (2017) Avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina. *Acta Biológica Catarinense*, **4**, 106–125.
- Herzog S.K., Kessler M. & Cahill T.M. (2002) Estimating species richness of tropical communities from rapid assessment data. *The Auk*, **119**, 749–769.
- Herzog S.K., O’Shea B.J. & Pequeño T. (2016) Toward a standardized protocol for rapid surveys of terrestrial bird communities. *Core standardized methods for rapid biological field assessment* (ed. por T.H. Larsen). Arlington, VA: Conservation International. pp. 94–107.
- MacKinnon J.R. (1988) *Field guide to the birds of Java and Bali*. Gadjah Mada Yogyakarta: University Press.
- Magurran A.E. (2011) *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba, PR: Editora UFPR.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA (2008) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (ed. Por A.B.M. Machado, G.M. Drummond e A.P. Paglia). Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

- O'Dea N., Watson J.E.M. & Whittaker R.J. (2004) Rapid assessment in conservation research: a critique of avifaunal assessment techniques illustrated by Ecuadorian and Madagascan case study data. *Diversity and Distributions*, **10**, 55–63.
- R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribon R. (2010) Amostragem de aves pelo método de listas de Mackinnon. *Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento* (ed. por S. Von Matter, F.C. Straube, I.A. Accordi, V. de Q. Piacentini e J.F. Cândido Jr.). Rio de Janeiro, RJ: Technical Books. pp. 31–45.
- Vielliard J.M.E., Almeida M.E. de C., Anjos L. dos & Silva W.R. (2010a) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). *Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento* (ed. por S. Von Matter, F.C. Straube, I.A. Accordi, V. de Q. Piacentini e J.F. Cândido Jr.). Rio de Janeiro, RJ: Technical Books. pp. 45–60.
- Vielliard J.M.E. & Silva M.L. da (2010b) Bioacústica: bases teóricas e regras práticas de uso em ornitologia *Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento* (ed. por S. Von Matter, F.C. Straube, I.A. Accordi, V. de Q. Piacentini e J.F. Cândido Jr.). Rio de Janeiro: Technical Books. pp. 313–326.
- Volpato G.H., Lopes E.V., Mendonça L.B., Boçon R., Bisheimer M.V., Serafini P.P. & Anjos L. dos (2009) The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. *Zoologia*, **26**, 74–78.

Influência da Declividade do Terreno na Riqueza e Composição da Comunidade de Macrofungos da Madeira de um Fragmento de Floresta Ombrófila Densa em São Francisco do Sul/SC

Fontana, L. E.; Fiuza, T. M. J.; Cunha, S. M. B.; Assis, H. A.; Costa-Rezende, D. H.; Drechsler-Santos, E. R.

Introdução

O Reino Fungi é composto por cerca de 1,5 milhões de espécies embora estimativas mais otimistas sugere a existência de mais de 5 milhões (Hawksworth, 2001; Blackwell, 2011; Hawksworth & Lücking, 2017). No Brasil, estudos indicam a ocorrência de mais de 5000 espécies de fungos (Fungos in Flora do Brasil, 2020-*em construção*). Os fungos são organismos mono ou multicelulares e heterotróficos que obtêm nutrientes por absorção a partir de outros organismos vivos ou mortos. Estes organismos desempenham diferentes papéis ecológicos dentro de um ecossistema e apresentam diferentes tipos de interação com outros organismos podendo ser saprofíticos, simbiotes/mutualistas ou parasitas/patógenos (Webster & Weber, 2007; Moore *et al.*, 2011; Ricklefs & Relyea, 2016).

Fungos e bactérias são os principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica morta sendo, por isso, fundamentais para a ciclagem de nutrientes nos

ecossistemas pois os tornam novamente disponíveis para os produtores (Begon *et al.*, 2007; Webster & Weber, 2007; Moore *et al.*, 2011; Ricklefs & Relyea, 2016). Neste contexto, os macrofungos decompositores da madeira (Basidiomycota e Ascomycota) (Nordén & Paltto, 2001; Nordén *et al.*, 2004) são especialmente importantes pois são os responsáveis, em maior escala, pela decomposição da madeira morta. Através de esporos presentes no ar, estes fungos colonizam troncos de madeira morta e suas hifas penetram no tecido vegetal secretando enzimas que degradam os diferentes tipos de componentes estruturais do tecido vegetal (e.g. lignina e celulose) (Webster & Weber, 2007; Moore *et al.*, 2011; Urcelay *et al.*, 2012; Ricklefs & Relyea, 2016). Conforme o tipo de decomposição (podridão) ocorrida na madeira é possível classificar os macrofungos em duas categorias: os de podridão branca que decompõe a lignina, celulose e hemicelulose, deixando apenas um resíduo branco que logo se desfaz em ambiente natural; e os de podridão marrom que decompõe apenas a celulose e a hemicelulose, deixando a lignina que possui uma coloração marrom (Webster & Weber, 2007; Urcelay *et al.*, 2012).

Apesar da grande importância ecológica dos macrofungos da madeira existem poucos trabalhos tratando de suas interações com o meio e com outros organismos. Isso acontece principalmente pela dificuldade da identificação taxonômica do grupo, sendo que algumas espécies só podem ser identificadas em laboratório devido, muitas vezes, a uma parte somática críptica e de difícil visualização no campo, a dificuldade na delimitação de indivíduos e a efemeridade das estruturas reprodutivas (Huhndorf *et al.*, 2004).

A riqueza de macrofungos da madeira pode ser influenciada por uma série de fatores como, por exemplo, o estágio de sucessão e o tipo de formação vegetal no qual se encontram (Nordén & Paltto, 2001; Lodge *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2004; Ferreira *et al.*, 2018) e também pelo período do ano no qual é feita a amostragem de macrofungos (Lodge *et al.*, 2004). Além disso, de forma mais específica, índice de cobertura de dossel (Santos-Silva *et al.*, 2011), e características, como tamanho/biomassa (e.g. diâmetro) e estágio de decomposição do substrato (Nordén & Paltto, 2001; Nordén *et al.*, 2004; Abrego & Salcedo, 2011; Ferreira *et al.*, 2018; Komonen *et al.*, 2018) também podem influenciar na riqueza de espécies. De forma

semelhante, estudos sugerem que a composição da comunidade de macrofungos da madeira pode ser influenciada por diversos fatores como, por exemplo, o tipo de formação vegetal (Ferreira *et al.*, 2018) e o estágio de decomposição do substrato (Abrego & Salcedo, 2011).

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a riqueza e a composição da comunidade de macrofungos decompositores de madeira em duas áreas com declividade do terreno distinta (encosta e baixada) no remanescente florestal localizado no CEPA da Vila da Glória, São Francisco do Sul/SC. Acreditamos que na Mata de Baixada (menor inclinação) a riqueza de macrofungos da madeira será maior, pois a baixa inclinação do terreno permite o acúmulo do substrato necessário para o desenvolvimento dos macrofungos. Por outro lado, acreditamos que na Mata de Encosta (maior inclinação) a riqueza de macrofungos será menor, pois a maior declividade impediria o acúmulo do substrato necessário para o desenvolvimento dos macrofungos por um longo período. Adicionalmente, acreditamos que a composição da comunidade de macrofungos da madeira seja semelhante entre a Mata de Encosta e a Mata de Baixada pois, apesar da variação da declividade do terreno entre elas, ambas estão inseridas no mesmo remanescente florestal.

Material e Métodos

Área de Estudo

Esse estudo foi realizado no remanescente florestal do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) da Vila da Glória. O CEPA está inserido em uma área de Floresta Ombrófila Densa (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012), situada no litoral norte do estado de Santa Catarina, no Distrito do Saí, parte continental do município de São Francisco do Sul (26° 28'S e 48° 79'W) e compreende uma área de aproximadamente 4900 ha (Figura 1). O clima da região é caracterizado por índices anuais de pluviosidade que variam de 2000 a 3000 mm/ano (média de 1700 mm/ ano), apresenta a umidade relativa do ar variando de 60 a 100% e temperatura média de

25°C (Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina, 2002). No remanescente florestal, foram selecionadas intencionalmente duas áreas com declividades diferentes. Uma das áreas, denominada mata de encosta, apresentou terreno inclinado, com altitude variando entre 20 a 90 metros acima do nível do mar. A outra área, denominada mata de baixada, apresentou terreno pouco inclinado e altitude próxima ao nível do mar.

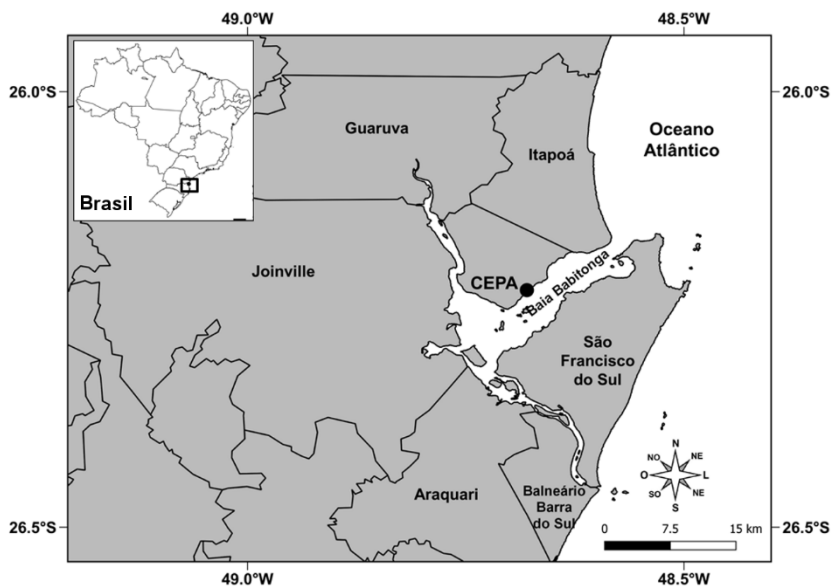


Figura 1. Localização do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) (indicado com ponto) em São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, onde este estudo foi realizado. Mapas da divisão político-administrativa (país, estados e municípios) obtidos em DIVA-GIS (2019).

Coleta de dados

Em cada área foram selecionadas cinco parcelas de 10 x 10 metros (m), com distância de 10 m uma da outra. Dentro dessas parcelas, foram definidas cinco subparcelas de 1 x 1 m selecionadas aleatoriamente (Figura 2). Visando a aleatorização das amostras, foram gerados números aleatórios com auxílio de um site de aleatorização

(www.random.org). Em cada subparcela, foram realizadas buscas ativas dos fungos nos diferentes substratos lenhosos disponíveis.

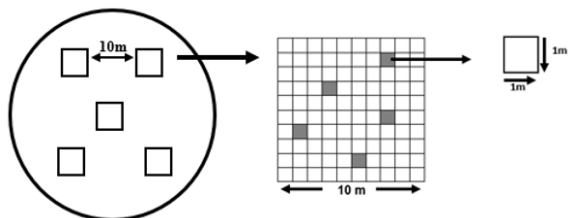


Figura 2. Representação esquemática da distribuição das parcelas em cada uma das áreas de estudo e da distribuição das subparcelas em cada parcela.

Com o intuito de caracterizar o ambiente de estudo, em cada área foram mensuradas a cobertura do dossel por meio do aplicativo CanopyApp (University of New Hampshire, 2018) utilizando fotos tiradas em cada subparcela, a umidade relativa do ar por meio de um termo-higrômetro e a declividade do terreno utilizando o aplicativo Multi Clinometer (Calmatics, 2019).

Para a avaliação da riqueza da comunidade de macrofungos decompositores da madeira, foram consideradas apenas as espécies que estavam localizadas em substratos lenhosos com diâmetro ≥ 5 cm. Os substratos foram caracterizados de acordo com o tipo (raiz, tronco ou galho), posição (solo, vertical ou suspenso), desfecho (vivo ou morto), estágio de decomposição (inicial, moderado ou avançado) e diâmetro do substrato. Os macrofungos da madeira presentes nas subparcelas foram identificados em campo quando possível, e quando necessário foram coletados para identificação com auxílio de guias de espécies de macrofungos da madeira.

Análise de Dados

Inicialmente avaliamos a normalidade da distribuição dos dados através de um teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, testamos a variação das variáveis ambientais e da

riqueza taxonômica entre as áreas estudadas através de um teste t (para dados com distribuição normal) e teste de Wilcoxon (para dados com distribuição não normal) (Tabela 1). Todas as análises foram realizadas no software estatístico R (R Core Team, 2018).

Tabela 1. Descrição das variáveis analisadas.

Variável	Tipo da Variável	Natureza da Variável
Riqueza Taxonômica	Quantitativa	Resposta
Áreas	Qualitativa	Explanatória
Umidade Relativa do Ar (%)	Quantitativa	Explanatória
Declividade do Terreno (°)	Quantitativa	Explanatória
Cobertura de Dossel (%)	Quantitativa	Explanatória

Resultados

As áreas estudadas se mostraram parecidas entre si, apresentando cobertura de dossel ($W=405,5$; $p=0,07$) e umidade relativa do ar ($W=8,0$; $p=0,37$) semelhantes (Tabela 2). Por outro lado, como esperado, a inclinação do terreno foi maior ($W=25$; $p=0,007$) na mata de encosta ($33,11\pm 4,94^\circ$) do que na mata de baixada ($1,77\pm 1,77^\circ$) (Tabela 2).

A riqueza taxonômica de macrofungos da madeira foi semelhante ($W=315,0$; $p=0,955$) entre as áreas de estudo, sendo observadas seis táxons na mata de encosta e cinco em mata de baixada (totalizando 11 táxons) (Tabela 2; Figura 3). Entretanto, embora semelhantes quanto à riqueza taxonômica, ambas as áreas diferiram quanto a composição taxonômica de macrofungos da madeira, não compartilhando nenhum dos táxons observados neste estudo (Tabela 3). Além disso, observamos uma clara diferenciação entre as áreas quanto a ocorrência dos macrofungos da madeira em

substratos com diferentes estágios de decomposição (Tabela 3). Na mata de encosta os macrofungos da madeira estiveram associados a substratos em estágio de decomposição moderado, enquanto na mata de baixada praticamente todos os macrofungos da madeira foram coletados em substratos em estágio de decomposição majoritariamente avançado (Tabela 3).

Tabela 2. Variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) e riqueza taxonômica de macrofungos da madeira mensuradas na mata de encosta e na mata de baixada. A variação das variáveis entre as áreas foi testada através de Teste t (indicado com t) e Teste de Wilcoxon (indicado com W). Valores significativos (*) para $P < 0,05$.

	Encosta	Baixada	Teste
Cobertura de Dossel (%)	86,85 \pm 7,86	83,56 \pm 6,75	t=1,5; gl=46,9; p=0,11
Umidade do Ar (%)	90,20 \pm 5,06	93,20 \pm 4,08	W=8,0; p=0,372
Inclinação do Terreno (°)	33,11 \pm 4,94	1,77 \pm 1,77	W=25,0; p=0,007*
Riqueza	6	5	W=315,0; p=0,955

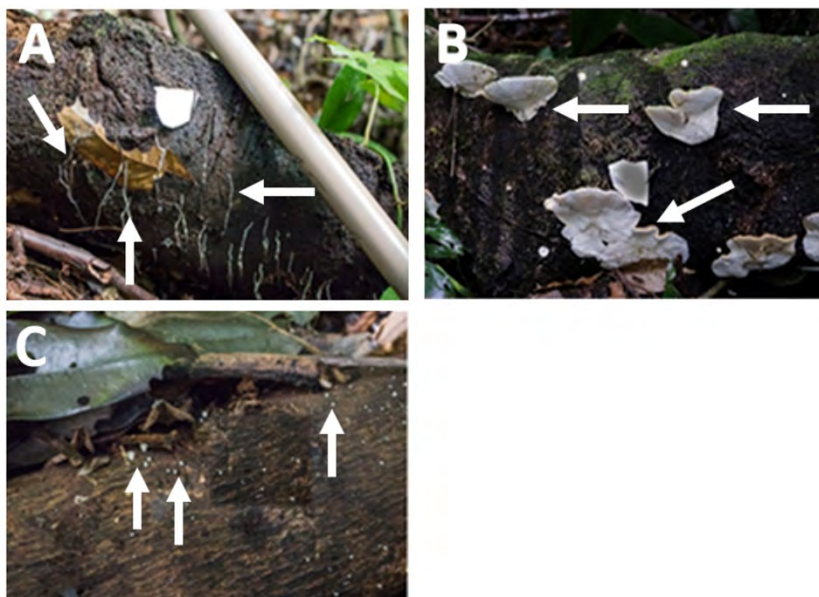


Figura 3. Exemplos de macrofungos da madeira registrados neste estudo. (A) *Xylaria* sp.1; (B) *Trametes* sp.1; e (C) *Hymenoscyphus berggrenii*. As setas indicam os corpos de frutificação sobre a madeira.

Tabela 3. Ocorrência (+) dos táxons de macrofungos da madeira observados na Mata de Encosta e na Mata de Baixada e nos diferentes tipos de substratos (G=Galho, T=Tronco), posições (So=Solo, Su=Suspensão) e estágios de decomposição (I=Inicial, M=Moderado, A=Avançado) avaliados. *Não houve ocorrência de macrofungos da madeira em raízes, por isso, optamos por não incluir uma coluna para este tipo de substrato nesta tabela.

Táxon	Tipos de Substrato*		Posição do Substrato		Estágio de Decomposição		
	G	T	So	Su	I	M	A
Mata de Encosta							
<i>Hypoxylon</i> sp.1	+			+	+		
<i>Xylaria</i> sp.1		+	+				+
<i>Trametes</i> sp.1		+		+		+	
<i>Xylaria cf telfairii</i>	+		+			+	
<i>Hymenoscyphus berggrenii</i>	+		+			+	
<i>Auricularia polytricha</i>	+			+		+	
Mata de Baixada							
<i>Xylaria</i> sp.2	+		+			+	
<i>Corticaceae</i> sp.1		+	+				+
<i>Schizopora paradoxa</i>	+		+				+
<i>Phellinus</i> sp.1	+			+			+
<i>Hypoxylon</i> sp.2	+		+				+

Discussão

Não observamos variação da riqueza taxonômica de macrofungos da madeira entre a área de mata de encosta e a área de mata de baixada. Isso indica que a inclinação do terreno não afetou a riqueza taxonômica dos macrofungos da madeira rejeitando a nossa hipótese inicial. Por outro lado, observamos que a composição taxonômica de macrofungos da madeira diferiu amplamente entre as áreas estudadas, o que sugere que a inclinação do terreno pode ter influenciado na composição de macrofungos da madeira ao contrário do que esperávamos previamente. No entanto pode ser que essa observação esteja enviesada devido a limitação amostral do estudo (Lodge *et al.*, 2004).

Na mata de encosta, os macrofungos da madeira colonizaram predominantemente substratos em estágio moderado de decomposição enquanto na mata de baixada os macrofungos da madeira colonizaram especialmente substratos em estágio avançado de decomposição. Todas as espécies de macrofungos da madeira estiveram diretamente associados a substrato morto, possivelmente, pelo fato de que substratos vivos (e.g. plantas) possuem estratégias fisiológicas e mecanismos de defesa (metabólitos secundários) que combatem patógenos e parasitas (Moore *et al.*, 2011).

A riqueza de macrofungos da madeira observada neste estudo (11 espécies) foi baixa quando comparada a outros estudos realizados no mesmo período do ano (fim da primavera) e que utilizaram metodologia semelhante: 20 e 29 espécies, (Sylvéus *et al.*, 2017; Sarmiento-Garcés *et al.*, 2018, respectivamente). Esta variação pode estar relacionada ao tipo de amostragem pois alguns macrofungos da madeira são facilmente subamostrados se a coleta ficar restrita apenas a subparcelas (Huhndorf *et al.*, 2004). A riqueza de fungos de forma geral e de macrofungos da madeira podem ser influenciadas pela estrutura e composição da vegetação, variando entre locais com formações vegetais distintas (Lodge *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2004; Buée *et al.*, 2011; O'Hanlon & Harrington, 2012; Ferreira *et al.*, 2018). Diferentes condições de cobertura de dossel (luminosidade) podem contribuir positiva ou negativamente para a riqueza de espécies de fungos (Santos-Silva *et al.*, 2011) e algumas características

do substrato também podem influenciar diretamente a riqueza de macrofungos da madeira (Abrego & Salcedo, 2011; Ferreira *et al.*, 2018). Por isso, acreditamos que semelhança entre a riqueza de macrofungos da madeira ocorrida entre a mata de encosta e a mata de baixada se deve às condições ambientais semelhantes (exceto a inclinação do terreno) apresentadas por elas (e.g. composição vegetal, cobertura de dossel, umidade relativa do ar e tipos e estágio de decomposição de substratos).

A composição de espécies de macrofungos da madeira, diferiu entre a mata de encosta e a mata de baixada. Acreditamos que isso esteja diretamente relacionado ao estágio de decomposição do substrato. Na mata de encosta a maioria das espécies amostradas esteve associada a substratos em estágio moderado de decomposição enquanto na mata de baixada as espécies estiveram associadas a substratos em estágio avançado de decomposição. Isso corrobora estudos prévios que também observaram uma diferenciação da composição de espécies de macrofungos, dependendo o estágio de decomposição do substrato (Abrego & Salcedo, 2011; Rajala *et al.*, 2012). Embora ambas as áreas tenham apresentado substratos com diferentes estágios de decomposição, pode se especular que devido a maior inclinação do terreno, na mata de encosta, substratos em estágio avançado de decomposição podem ser afetados pela água da chuva ou por ação física de rochas ou outros troncos e galhos levados por ela, ficando pouco tempo disponíveis para o crescimento dos macrofungos da madeira. Por outro lado, na mata de baixada, o solo tende a ser mais estável permitindo, assim, a permanência de substratos até estágios de decomposição avançados.

Naturalmente, entendemos que este estudo apresenta algumas limitações (por exemplo, o baixo número amostral de indivíduos e a não mensuração de algumas características do substrato como a quantidade e o tamanho em cada uma das áreas) o que limita algumas conclusões. Entretanto, acreditamos que este estudo possa colaborar para o conhecimento existente (ainda escasso) sobre os macrofungos da madeira da Mata Atlântica.

Conclusão

Neste estudo, a riqueza de macrofungos da madeira foi semelhante entre a mata de encosta e a mata de baixada e a inclinação do terreno não apresentou influência sobre a riqueza de espécies de macrofungos da madeira que, possivelmente, foi determinada em maior escala pela semelhança de características ambientais das áreas estudadas. Por outro lado, a composição da comunidade de macrofungos da madeira diferiu totalmente entre as áreas estudadas. Na área de mata de encosta, as espécies de macrofungos da madeira estiveram associadas principalmente a substratos com decomposição moderada enquanto, na área de mata de baixada, estiveram mais associadas a substratos com decomposição avançada. Embora o estudo apresente limitações, isso sugere que a declividade do terreno influenciou indiretamente na composição da comunidade de macrofungos da madeira através da variação da disponibilidade de substratos em estágio de decomposição distintos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, a todos os professores que colaboraram de alguma forma para que este curso acontecesse e a Universidade da Região de Joinville – Univille, por disponibilizar o espaço do CEPA da Vila da Glória para alojamento e realização das atividades experimentais. Ainda, os autores agradecem a Dra. Áurea Luiza Lemes da Silva pelo auxílio com as análises estatísticas.

Referências

- Abrego N. & Salcedo I. (2011) How does fungal diversity change based on woody debris type? A case study in Northern Spain. *Ekologija*, **57**, 109–119.
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2007) *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed Editora.
- Buée M., Maurice J. P., Zeller B., Andrianarisoa S., Ranger J., Courtecuisse R., Marçais B. & Le Tacon F. (2011) Influence of tree species on richness and

- diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. *Fungal Ecology*, **4**, 22–31.
- Blackwell M. (2011). The Fungi: 1, 2, 3 ... 5.1 million species? *American Journal of Botany*, **98**, 936-948.
- Calmatics (2019) Multi Clinometer.
- DIVA-GIS (2019). Mapas da divisão administrativa do Brasil. Disponível em: <<http://www.diva-gis.org/gdata>>. Acesso em: 24 Abr. 2019.
- Ferreira L.F., Marciniak B., Carneiro A.P., Blanco G.D. & Drechsler-Santos E.R. (2018) Composição e riqueza de macrofungos da madeira em três estruturas vegetacionais de uma área de Floresta Ombrófila Mista impactada. *Ecologia de campo: Ambientes costeiros e montanos*. (ed. M.A. Hayata, L.T. Nunes, A.L.L. Silva, T.C.L. Silveira, and E.L.H. Giehl). Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).
- Flora do Brasil 2020 (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 15 Abr. 2019
- Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (2002). *Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Babitonga*. Florianópolis: FATMA/GTZ.
- Hawksworth D.L. (2001) The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, **105**, 1422–1432.
- Hawksworth, D. L. & Lücking, R. (2017). Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *Microbiology spectrum*, **5**, 1–17, FUNK-0052-2016.
- Huhndorf S.M., Lodge D., Wang C. & Stokland J.N. (2004) Macrofungi on Woody Substrata. *Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods* (ed. G.M. Mueller, G.F. Bills, and M.S. Foster), pp. 159–163. Elsevier Academic Press, San Diego.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Komonen, A.; Kokkonen, M.; Araujo, L. S.; Halme, P. & Lopes-Andrade, C. (2018) Polypore Communities and Their Substrate Characteristics in Atlantic

- Forest Fragments in Southeast Brazil. *Tropical Conservation Science*, **11**, 1-12.
- Lodge D. J., Ammirati J. F., O'dell T. E. & Mueller G. M. (2004) Collecting and Describing Macrofungi. *Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods* (ed. G.M. Mueller, G.F. Bills, and M.S. Foster). San Diego: Elsevier Academic Press.
- Moore D., Robson G. D. & Trinci A. P. J. (2011). 21st Century Guidebook to Fungi. Cambridge University Press, 627 p.
- Nordén B. & Paltto H. (2001) Wood-decay fungi in hazel wood: species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biological Conservation*, **101**, 1-8.
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F. & Olausson B. (2004) Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation*, **117**, 1-10.
- O'Hanlon R. & Harrington T.J. (2012) Macrofungal diversity and ecology in four Irish forest types. *Fungal Ecology*, **5**, 499-508.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. & Mäkipää, R. (2012) Fungal community dynamics in relation to substrate quality of decaying Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) logs in boreal forests. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **81**, 494-505
- Ricklefs R.E. & Relyea R. (2016) *Economia da Natureza*. Campo Grande: Guanabara Koogan Editora.
- Roberts C., Ceska O., Kroeger P. & Kendrick B. (2004) Macrofungi from six habitats over five years in Clayoquot Sound, Vancouver Island. *Canadian Journal of Botany*, **82**, 1518-1538.
- Santos-Silva C., Gonçalves A. & Louro R. (2011) Canopy cover influence on macrofungal richness and sporocarp production in montado ecosystems. *Agroforestry Systems*, **82**, 149-159.

- Sarmiento-Garcés R., Campos L.L.F., Gouvêa L.P., Nunes L.T., Teixeira C.R. & Dreschsler-Santos E.R. (2018) A influência do gado na riqueza de macrofungos associados à madeira. *Ecologia de campo: Ambientes costeiros e montanos*. (ed. M. Hayata, L.T. Nunes, A.L.L. Silva, T.C.L. Silveira, and E.L.H. Giehl). Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2018, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).
- Sylvéus A., Schmidt A., Pinheiro-Silva L., Ludwinsky R.H., Hanazaki N. & Dreschsler-Santos E.R. (2017) Riqueza de macrofungos em diferentes condições de substrato (madeira) em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no Parque Municipal da Lagoa do Peri. *Ecologia de campo: Serra e litoral catarinense* (ed. M.A. Hayata, L.T. Nunes, A.L.L. Silva, T.C.L. Silveira, and E.L.H. Giehl). Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2018, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).
- University of New Hampshire (2018) CanopyApp.
- Urcelay C., Robledo G., Heredia F., Morera G. & Montaña F.G. (2012) *Hongos de la madera en el arbolado urbano de Córdoba*. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (UNC-CONICET), Córdoba.
- Webster, J. & Weber, R. (2007) Introduction to Fungi. Cambridge Univ Pres, pp. 841.

The Dark Side of the Plant: Plasticidade fenotípica foliar em *Psychotria nuda* (Rubiaceae)

Villa, B.M.; Faga-Pacheco, F.; Crivellaro, M.; França, A.C.; Oliveira, G.B.;
Melo Júnior, J.C.F.

Introdução

Plasticidade fenotípica é a habilidade de um organismo em expressar de maneiras variadas o seu genótipo, alterando sua fisiologia, morfoanatomia e/ou fenologia em resposta às condições ambientais (Bradshaw, 2006; Valladares *et al.*, 2002). Em consequência dessa expressão fenotípica, as plantas conseguem explorar diferentes nichos ecológicos, alocar com maior eficiência os recursos disponíveis e ampliar a sua distribuição geográfica (Sultan, 2000; Miner *et al.*, 2005).

Quando pensamos em quais variáveis que influenciam o crescimento e o desenvolvimento de um vegetal, a luz utilizada na fotossíntese é o principal fator que os afeta (Folta & Maruhnich, 2007; Saraiva *et al.*, 2014). Variações lumínicas, seja no tempo e/ou no espaço, são precursoras de ajustes estruturais nas plantas, com ênfase nos atributos foliares (Pugnaire & Valladares, 2007), uma vez que o órgão folha é aquele que, decorrente de sua função e acentuada exposição, apresenta maior plasticidade no corpo vegetal (Evert, 2006). A espessura dos tecidos foliares e a espessura total do limbo foliar, a biomassa, a largura, o comprimento e o ângulo de inserção foliar são atributos diretamente relacionados às variações na radiação luminosa.

A variação foliar costuma ocorrer em espécies diferentes, pois espécies de plantas que crescem à sombra são estruturalmente diferentes daquelas que crescem em pleno sol (Valladares *et al.* 2002). A variação também é observada entre indivíduos da mesma espécie localizados em ambientes com diferentes regimes de luz (Chazdon & Kaufmann, 1993; Melo Júnior *et al.*, 2012; Amorim & Melo 2017; Melo Júnior & Boeger, 2017; Jardim *et al.*, 2018) e também pode ocorrer entre a copa interna e externa de um mesmo indivíduo (Voltan *et al.*, 1992; Chazdon & Kaufmann, 1993; Boeger *et al.*, 1998).

Do ponto de vista ecológico, a compreensão de como a luz pode influenciar na composição e no desenvolvimento de uma comunidade vegetal torna-se um requisito fundamental para entender melhor o processo de sucessão ecológica e consequentemente atuar na conservação das florestas (Nakazono *et al.*, 2001). Em florestas tropicais cuja comunidade vegetal apresenta-se distribuída em estratos, as plantas estão sujeitas a diferentes regimes de luz em gradiente vertical, sendo que os estratos inferiores podem receber apenas cerca de 2% de toda a radiação que atinge o dossel da floresta (Gommers *et al.*, 2013). Desta forma, a plasticidade fenotípica é o meio pelo qual os organismos se ajustam para sobreviver às variações do ambiente, otimizando a alocação dos recursos disponíveis e maximizando suas taxas de desenvolvimento e reprodução (Nicotra *et al.*, 2010; Gratani, 2014).

A família Rubiaceae apresenta uma grande variação na forma, tamanho e cores das flores, sendo responsável pela atração de um grande número de polinizadores. Possui também variação em tamanho e cor de seus frutos carnosos, os quais são dispersos por pássaros, morcegos ou pequenos mamíferos (Taylor *et al.*, 2007). Dessa forma é de suma importância entender como funcionam espécies vegetais que se inter-relacionam com a fauna, neste caso fornecendo alimento (Tierschnabel *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.* 2018), justificando assim a escolha da espécie *Psychotria nuda* (Cham. & Schltld.) Wawra para o presente estudo.

Popularmente conhecida como flor-de-cera, casca-de-anta e grandióva-d'anta, *P. nuda* é uma espécie nativa, que ocorre nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Delprete *et*

al., 2005; Taylor *et al.*, 2007). Tem hábito arbustivo, com cerca de 1,5m a 4m de altura e situa-se no sub-bosque da floresta (Iza, 2002; Fermino Jr *et al.*, 2004; Gorenstein, 2007; Prata *et al.*, 2011).

Sendo assim, a luminosidade diferenciada que atinge os ramos localizados na parte interior e exterior da copa de *P. nuda* poderia causar diferenças morfoanatômicas em suas folhas? Nossa hipótese é que a luz causa uma plasticidade fenotípica foliar, sendo, mais especificamente: 1) área foliar maior nas folhas localizadas na copa interna das plantas; 2) a espessura maior em folhas localizadas na copa externa das plantas; 3) a biomassa fresca maior em folhas localizadas na copa interna das plantas; 4) o ângulo de inclinação foliar menor nas folhas localizadas na copa externa das plantas.

Material e Métodos

A área de estudo compreende o fragmento florestal do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória, situado em São Francisco do Sul, Santa Catarina. A região é caracterizada por apresentar precipitação média anual de 1830 mm e temperatura média de 21,2°C, sendo o mês de janeiro o mais quente, com 25,1 °C, e o mês de julho o mais frio, com 17,3 °C (Climate-Data, 2018). A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012) e está situada em relevo levemente ondulado. Segundo a classificação de Köppen (Köppen & Geiger, 1954), o clima da região é Cfa, caracterizado como subtropical úmido com verão quente e sem estação seca definida.

Como a dispersão de *P. nuda* ocorre principalmente por autocoria (Tierschnabel *et al.*, 2018), a proximidade física dos indivíduos relaciona-se diretamente como a proximidade genética. Dessa forma, selecionamos cinco indivíduos adultos de *P. nuda* próximos entre si, a fim de eliminar uma possível influência de "pools" genéticos sobre a variação nos atributos funcionais foliares.

As coletas foram realizadas no final de outubro de 2018, em local com em altitude de aproximadamente 20 metros. Em cada indivíduo amostral medimos a altura e o

diâmetro na altura do peito (DAP) para caracterização geral dos indivíduos. Coletamos 15 folhas situadas na copa externa e 15 folhas da copa interna. Folhas da copa interna são aquelas localizadas na porção que recebe menor radiação solar e da copa externa, aquelas que recebem luminosidade mais intensamente (Figura 1). Padronizamos para coleta somente folhas completamente expandidas e fixadas entre o 2º e 4º nó a partir do ápice dos ramos. Folhas com injúrias provocadas por herbívoros, presença de galhas e más formações foram desconsideradas, as folhas coletadas foram mantidas em sacos plásticos a fim de evitar dessecação e deterioração.



Figura 1: Indicação das copas externa e interna em um indivíduo amostral de *Psychotria nuda* (Rubiaceae) na área de estudo.

Em laboratório, mensuramos os seguintes atributos foliares, seguindo (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013): (I) ângulo de inclinação foliar ($^{\circ}$), medido em relação à inserção da folha no caule com um auxílio de transferidor; (II) área foliar (cm^2), aferida pelo aplicativo EasyLeafArea (Easlon & Bloom, 2014); (III) espessura do limbo foliar (mm), dimensionada com paquímetro digital e (IV) massa fresca (g), obtida em balança analítica digital Marte, modelo AS 1000 C, ano 2002, com precisão de 0,01 g.

Calculamos para todos os atributos funcionais mensurados a média e o desvio-padrão. Para testar a existência de diferença dos atributos entre os dois estratos da copa utilizamos o teste t de Student (Zar, 1999) e para verificar os atributos que explicaram a maior variação do conjunto de dados realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Borcard *et al.*, 2011). As análises foram feitas em ambiente R (R Core Team, 2018), usando os pacotes ade4 (Dray & Dufour, 2007), ape (Paradis *et al.*, 2004), car (Fox & Weisberg, 2010), gclus (Hurley, 2018), ggfortify (Tang *et al.*, 2016), stats (R Core Team, 2018) e vegan (Oksanen *et al.*, 2010).

Resultados

Mensuramos os aspectos foliares de 5 indivíduos localizados a uma distância máxima de 10m entre si, com altura média de $4,15 \pm 1,01$ metros e DAP $6,55 \pm 1,63$ centímetros. Comparando as medidas da área foliar entre as folhas da copa interna e da copa externa, encontramos uma diferença significativa entre ambas ($t=-23,60$, $g=97,23$, $p<0,01$), sendo a média da área foliar das folhas da copa externa $19,93 \pm 6,06$ cm^2 e a média da área foliar das folhas da copa interna $64,32 \pm 15,11$ cm^2 (Figura 2 e Tabela 1).

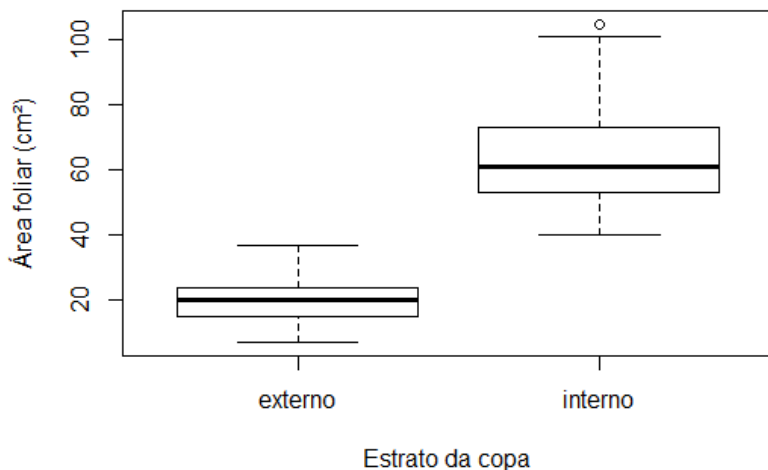


Figura 2: Diagrama de extremos e quartis (“Boxplot”) evidenciando a diferença da área foliar das copas externa e interna de indivíduos de *Psychotria nuda* (Rubiaceae).

Tabela 1: Média e desvio padrão dos atributos das folhas de *Psychotria nuda* (Rubiaceae) na copa externa e interna.

Atributo	Copa externa	Copa interna
Ângulo foliar (°)	24,73 ± 10,58	58,53 ± 11,20
Área foliar (cm ²)	19,93 ± 6,06	64,32 ± 15,11
Espessura do limbo (mm)	0,17 ± 0,01	0,18 ± 0,01
Biomassa fresca (g)	0,39 ± 0,13	1,41 ± 0,39

Para as medidas da espessura entre as folhas da copa interna e da copa externa, encontramos uma diferença significativa entre elas ($t=-5,51$, $gl=148$, $p=0,0001$), sendo a média da espessura foliar da copa externa $0,17 \pm 0,01$ mm e a média da área foliar das folhas da copa interna $0,18 \pm 0,01$ mm (Figura 3 e Tabela 1).

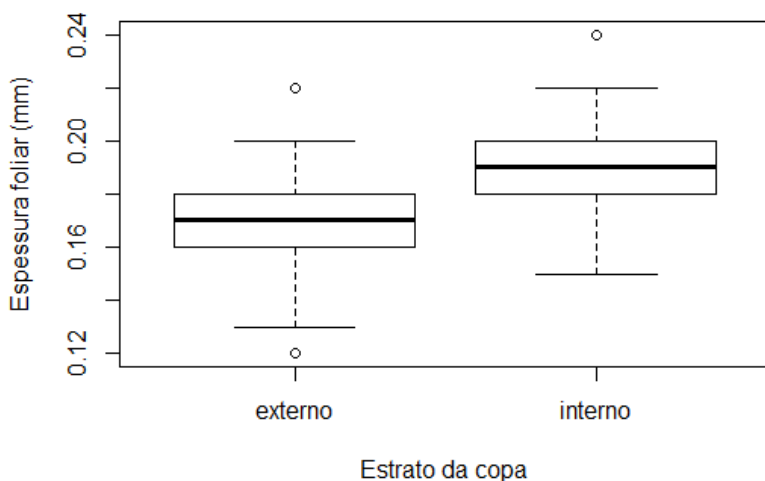


Figura 3: Diagrama de extremos e quartis (“Boxplot”) da espessura do limbo das copas externa e interna de indivíduos de *Psychotria nuda* (Rubiaceae).

As medidas da massa fresca entre as folhas da copa interna e da copa externa, também apresentaram diferença significativa entre elas ($t=-21,56$, $gl=90,50$, $p=0,01$), sendo a média da massa fresca das folhas da copa externa de $0,39 \pm 0,13$ g e a das folhas da copa interna de $1,41 \pm 0,39$ g (Figura 4 e Tabela 1).

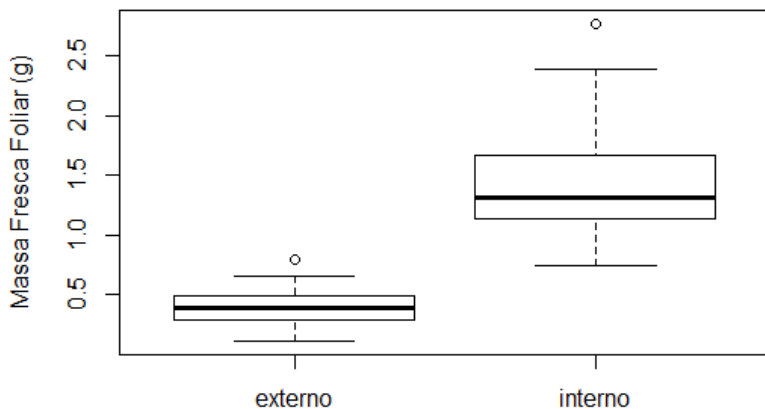


Figura 4: Diagrama de extremos e quartis (“Boxplot”) evidenciando a diferença da massa fresca foliar entre as copas externa e interna de indivíduos de *Psychotria nuda* (Rubiaceae).

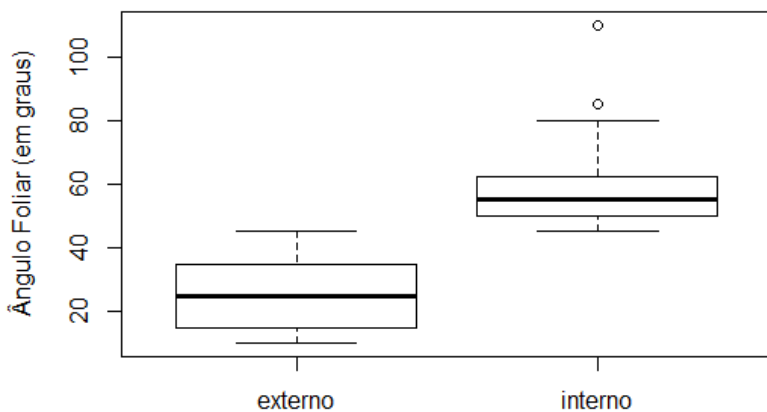


Figura 5: Diagrama de extremos e quartis (“Boxplot”) evidenciando a diferença do ângulo de inserção foliar entre as copas externa e interna de indivíduos de *Psychotria nuda* (Rubiaceae).

Quanto ao ângulo foliar, encontramos uma diferença significativa entre os valores das folhas da copa interna e da copa externa ($t=-18,99$, $gl=148$, $p<0,01$), sendo a média do ângulo das folhas da copa externa $24,73^\circ \pm 10,58^\circ$ e o da copa interna, $58,53^\circ \pm 11,20^\circ$ (Figura 5).

O resultado da PCA (Figura 6) indicou que os dois componentes principais explicaram 93,26% da variação dos dados. O Componente Principal 1 explicou 78,18% da variação, sendo influenciado principalmente pela massa fresca e a área foliar, enquanto o Componente Principal 2 explicou 15,08%, influenciado pela espessura do limbo. As folhas da copa interna apresentaram maior ângulo, massa fresca e área foliar (Tabela 1).

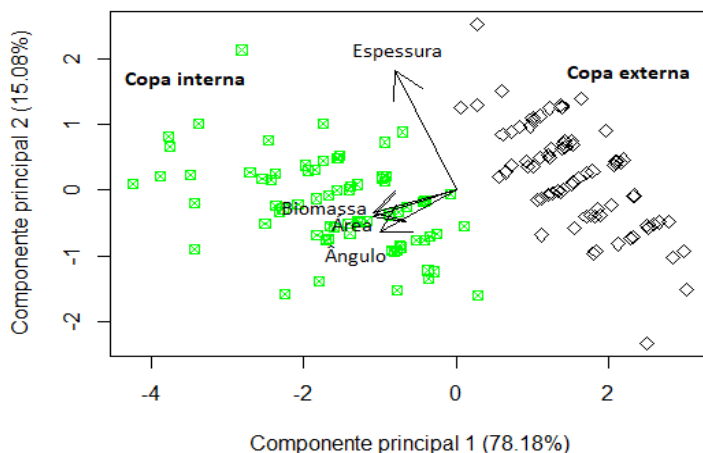


Figura 6: Análise de componentes principais dos atributos foliares entre as copas interna e externa de indivíduos de *Psychotria nuda* (Rubiaceae). \boxtimes , copa interna; \diamond , copa externa.

Discussão

Os indivíduos de *P. nuda* apresentaram variações morfoanatômicas relacionadas à intensidade luminosa que atinge diferencialmente a copa interna e a copa externa da planta, corroborando as hipóteses testadas. Influenciados pelo maior sombreamento, os atributos responderam com o aumento da área foliar, do ângulo foliar e da massa fresca em folhas localizadas na copa interna, enquanto que na copa externa as folhas apresentaram menor área foliar, maior espessura e menor ângulo foliar em razão da maior radiação luminosa recebida.

Na copa interna, a menor incidência de radiação fez com que fosse necessário um gasto energético extra na expansão da área foliar e, conseqüentemente, na massa fresca foliar, de forma a tentar aproveitar a maior quantidade de luz incidente através das brechas no dossel. Jardim *et al.* (2018) analisando o efeito do gradiente de luminosidade sobre respostas estruturais na espécie *Hyeronima alchorneoides* (Euphorbiaceae) também identificaram a tendência da área foliar ser maior em indivíduos do subosque e menor em indivíduos de dossel.

Quanto às folhas localizadas na copa externa, a menor área foliar encontrada, corrobora com a literatura sobre estratégias estruturais que evitam o aumento da temperatura nos tecidos do mesófilo e, conseqüentemente, a excessiva evapotranspiração (Givnish, 1988; Klich, 2000; Santos *et al.*, 2010).

Melo Jr *et al.* (2017) em seu estudo sobre a influência da luminosidade sobre atributos morfoanatômicos e ecofisiológicos foliares em espécies de sobosque de floresta atlântica obtiveram resultados convergentes aos nossos, uma vez que a massa fresca e a área foliar explicaram a maior convergência estrutural entre as espécies avaliadas, sendo este padrão associado ao sombreamento. De maneira complementar, a espessura das folhas da copa interna diminuiu, e da copa externa aumentou, devido à organização diferencial dos parênquimas fotossintéticos no mesófilo, enquanto que a espessura das folhas da copa externa aumentou a fim de evitar a dessecação. Jardim *et al.* (2018) identificou que a redução da área foliar em indivíduos mais expostos à luminosidade resulta no aumento da espessura foliar, enquanto que folhas localizadas em estratos mais sombreados exibiram menor

espessura. Tais resultados alinham-se com os encontrados em estudos de variação lumínica para espécies arbóreas (Lambers *et al.* (1998); Dickson (2000); Carvalho *et al.* (2006); Siebeneichler *et al.* (2008). Diferentes espécies tropicais têm sido foco de estudos ecofisiológicos, demonstrando uma convergência de resultados que evidenciam que plantas submetidas a menores níveis de luz investem mais na produção de lâminas foliares maiores a fim de ampliar a superfície de captura da radiação lumínica (Poorter & Rozendaal, 2008; Sabbi *et al.*, 2010; Melo Júnior & Boeger, 2016).

Quanto ao ângulo foliar, as folhas da copa externa apresentaram inclinação mais aguda, enquanto as folhas da copa interna tiveram inclinação mais obtusa, convergindo com o encontrado na literatura (Takenaka *et al.*, 2001; Gálvez & Pearcy, 2003; Falster & Westoby, 2003). Para proteção contra dessecação e mesmo para aumentar o albedo nas situações em que isso ocorre, a copa externa tende a ter menor angulação em relação ao ramo, o que também permite a passagem de luz para os estratos inferiores da planta, distribuindo a energia entre o maior número de folhas (Melo Júnior *et al.*, 2017). Assim, o investimento energético pode ser essencial ao organismo como um todo. A arquitetura foliar da planta tende a favorecer para que o máximo dos recursos possíveis sejam obtidos, utilizando-se de diferentes estratégias entre as folhas mais internas e as mais externas.

Conclusão

As plantas possuem uma grande capacidade de aclimação aos ambientes que estão inseridas, de forma que em um mesmo indivíduo existem diferenças morfoanatômicas que funcionam de maneira complementar: as folhas localizadas na copa externa possuem características que as protegem contra a dessecação e que permitem a passagem de luz para as folhas da copa interna que, por sua vez, investem no aumento de área para captação de luz.

Agradecimentos

Agradecemos às professoras e professores, pós-docs que organizaram essa oportunidade incrível de viver na prática a pesquisa ecológica, à Karla Sherer por toda organização prévia de materiais, à parceria com a Univille ao alojamento no CEPA Vila da Glória. Agradecemos ao professor Emerson L. Gunboski pela ajuda em campo. Às refeições que foram feitas com tanto carinho e atenção, às amigas e amigos de curso que nos ajudaram em diversos momentos e que tornaram a convivência diária leve e divertida. BMV e MSC agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001, pelas bolsas de estudo. FFP agradece ao CNPq pela bolsa de mestrado (Processo 133320/2018-9) e ao Prof. Dr. Carlos Frederico Deluqui Gurgel, pelo aceite como orientador. A partir deste trabalho também foi desenvolvido um infográfico que se encontra no Anexo IV deste livro. Estimulamos seu uso na educação básica.

Referências

- Amorim M.W. & De Melo Júnior J.C.F. (2017) Plasticidade morfoanatômica foliar de *Tibouchina clavata* (Melastomataceae) ocorrente em duas formações de restinga. *Rodriguesia*, **68**, 545–555.
- Boeger M.R., Alves L.C. & Negrelle R.R.B. (1998) Variações morfo-anatômicas dos folíolos de *Tapirira guianensis* Aubl. em relação a diferentes estratos da floresta. *Biotemas (Florianópolis)*, **11**, 17–38.
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2011) *Numerical ecology with R*. Nova York: Springer New York.
- Bradshaw A.D. (2006) Unravelling phenotypic plasticity - Why should we bother? **170**, 644–648.
- Carvalho N.O.S., Pelacani C.R., Rodrigues M.O. de S. & Crepaldi I.C. (2006) Crescimento inicial de plantas de licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) em diferentes níveis de luminosidade. *Revista Árvore*, **30**, 351–357.

- Chadzon R.L. & Kaufmann S. (1993) Plasticity of Leaf Anatomy of Two Rain Forest Shrubs in Relation to Photosynthetic Light Acclimation. *Functional Ecology*, **7**, 385–394.
- Climate-Data (2018) Dados climáticos para cidades mundiais..
- Delprete P.G., Smith L.B. & Klein R.B. (2005) Rubiáceas. Vol. 2 – Gêneros de G-Z: 20. Gardenia até 46. Tocoyena (com observações ecológicas por Klein, R.; Reis, A. & Iza, O.). *Flora ilustrada catarinense* (ed. A. Reis). Itajai: Herbário Barbosa Rodrigues. pp. 345–843.
- Dickson W. (2000) *Integrative Plant Anatomy*. California.
- Dray S. & Dufour A.-B. (2007) The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22**, 1–20.
- Easlon H.M. & Bloom A.J. (2014) Easy Leaf Area: Automated Digital Image Analysis for Rapid and Accurate Measurement of Leaf Area. *Applications in Plant Sciences*, **2**, 1400033.
- Evert R.F. (2006) *Esau's Plant Anatomy: Meristems, Cells, and Tissues of the Plant Body: Their Structure, Function, and Development*. Hoboken: John Wiley & Sons.
- Falster D.S. & Westoby M. (2003) Leaf size and angle vary widely across species: what consequences for light interception? *New Phytologist*, **158**, 509–525.
- Fermino Jr P.C.P., Paulilo M.T.S., Reis A. & Santos M. (2004) Espécies pioneiras e climáticas da Floresta Ombrófila Densa: anatomia foliar comparada. *Insula Revista de Botânica*, **33**, 21–37.
- Folta K.M. & Maruhnich S.A. (2007) Green light: A signal to slow down or stop. **58**, 3099–3111.
- Fox J. & Weisberg S. (2010) *An R Companion to Applied Regression (Google eBook)*.
- Gálvez D. & Pearcy R.W. (2003) Petiole twisting in the crowns of *Psychotria limonensis*: Implications for light interception and daily carbon gain. *Oecologia*, **135**, 22–29.
- Givnish T. (1988) Adaptation to Sun and Shade: a Whole-Plant Perspective. *Functional Plant Biology*, **15**, 63.

- Gommers C.M., Visser E.J., Onge K.R., Voesenek L.A. & Pierik R. (2013) Shade tolerance: When growing tall is not an option. **18**, 65–71.
- Gorenstein M.R. (2007) Estrutura populacional de *Psychotria nuda* (Cham & Schltndl.) Wawra, *Hyeronima alchorneoides* Allemão e *Marlierea obscura* Berg. em floresta Ombrófila Densa Submontana na Ilha do Cardoso, litoral sul de São Paulo. *Prática da pesquisa em ecologia da mata atlântica* (ed. G. Machado and P.I.K. Prado). Cananéia: pp. 1–6.
- Gratani L. (2014) Plant Phenotypic Plasticity in Response to Environmental Factors. *Advances in Botany*, **2014**, 1–17.
- Hurley C. (2018) gclus: Clustering Graphics: R package version 1.3.2.
- IBGE (2012) *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro.
- Iza O.B. (2002) *Parâmetros de autoecologia de uma comunidade arbórea de Floresta Ombrófila Densa, no Parque Botânico do Morro Baú, Ilhota, SC. dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Jardim R.I.L., Melo Júnior J.C.F. & Silva M.M. (2018) Efeito do Gradiente de Luminosidade sobre Respostas Estruturais de *Hyeronima alchorneoides* (Phyllanthaceae) em Ambiente Florestal. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **11**, 913–923.
- Klich M.G. (2000) Leaf variations in *Elaeagnus angustifolia* related to environmental heterogeneity. *Environmental and Experimental Botany*, **44**, 171–183.
- Köppen W. & Geiger R. (1954) *Klima der Erde (Climate of the earth)*. Wall Map 1:16.Mill. Klett-Perthes, Gotha.
- Lambers H., Chapin F.S., Pons T.L., Lambers H., Chapin F.S. & Pons T.L. (1998) Photosynthesis, Respiration, and Long-Distance Transport. *Plant physiological ecology*. New York, NY: Springer New York. pp. 10–153.
- Melo Júnior J.C.F. de, Bona C. & Ceccantini G. (2012) Anatomia foliar de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae): interpretações ecológicas em diferentes condições edáficas de Cerrado. *Biotemas*, **25**, 29–36.

- Melo Júnior J.C.F. de, Silva M.M. da, Amorim M.W. & Tussolini E.G.R. (2017) Adaptações estruturais de sete espécies ciófitas arbustivas de Floresta Ombrófila Densa. *Hoehnea*, **44**, 193–201.
- Melo Júnior J.C.F. & Torres Boeger M.R. (2016) Leaf traits and plastic potential of plant species in a light- edaphic gradient from restinga in southern Brazil. *Acta Biológica Colombiana*, **21**, 51–62.
- Melo Júnior J.C.F. & Torres Boeger M.R. (2017) Functional traits of dominant plant species of the Brazilian sandy coastal plain. *International Journal of Current Research*, **9**, (01), 45585-45593.
- Miner B.G., Sultan S.E., Morgan S.G., Padilla D.K. & Relyea R.A. (2005) Ecological consequences of phenotypic plasticity. **20**, 685–692.
- Nakazono E.M., Costa M.C.D., Futatsugi K. & Paulilo M.T.S. (2001) Early growth of *Euterpe edulis* Mart. in different light environments. *Brazilian Journal of Botany*, **24**, 173–179.
- Nicotra A.B., Atkin O.K., Bonser S.P., Davidson A.M., Finnegan E.J., Mathesius U., Poot P., Purugganan M.D., Richards C.L., Valladares F. & Kleunen M. van (2010) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. **15**, 684–692.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O’hara R.B., Simpson G.L. & Wagner H. (2010) vegan: Community Ecology Package”. R package version 1.17-2..
- Paradis E., Claude J. & Strimmer K. (2004) APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics*, **20**, 289–290.
- Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M.S., Cornwell W.K., Craine J.M., Gurvich D.E., Urcelay C., Veneklaas E.J., Reich P.B., Poorter L., Wright I.J., Ray P., Enrico L., Pausas J.G., Vos A.C. de, Buchmann N., Funes G., Quétier F., Hodgson J.G., Thompson K., Morgan H.D., Steege H. ter, Sack L., Blonder B., Poschold P., Vaieretti M.V., Conti G., Staver A.C., Aquino S. & Cornelissen J.H.C. (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **61**, 167.
- Poorter L. & Rozendaal D.M. (2008) Leaf size and leaf display of thirty-eight tropical tree species. *Oecologia*, **158**, 35–46.

- Prata E.M.B., Assis M.A. & Joly C.A. (2011) Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, **11**, 285–299.
- Pugnaire F.I. & Valladares F. (2007) *Functional Plant Ecology*. New York, NY: Taylor & Francis Group.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sabbi L. de B.C., Ângelo A.C. & Boeger M.R. (2010) Influência da luminosidade nos aspectos morfoanatômicos e fisiológicos de folhas de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) implantadas em duas áreas com diferentes graus de sucessão, nas margens do Reservatório Iraí, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Botânica.*, **65**, 171–181.
- Santos M., Fermino Junior P.C.P., Vailati M.G. & Paulilo M.T.S. (2010) Aspectos estruturais de folhas de indivíduos de *Guapira opposita* (Vell) Reitz (Nyctaginaceae) ocorrentes em Restinga e na Floresta Ombrófila Densa. *INSULA Revista de Botânica*, **39**.
- Saraiva G.F., As raiva G.M. & Rodrigues J.D. (2014) Aclimação e fisiologia de mudas de *Guanandi* cultivadas em telas de sombreamento foto-protetoras. *Colloquium Agrariae*, **10**, 01-10.
- Siebeneichler S.C., Freitas G.A. de, Silva R.R. da, Adorian G.C. & Capellari D. (2008) Características morfofisiológicas em plantas de *Tabebuia heptaphylla* (vell.) tol. em condições de luminosidade. *Acta Amazonica*, **38**, 467–472.
- Sultan S.E. (2000) Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. **5**, 537–542.
- Takenaka A., Takahashi K. & Kohyama T. (2001) Optimal leaf display and biomass partitioning for efficient light capture in an understorey palm, *Licuala arbuscula*. *Functional Ecology*, **15**, 660–668.
- Tang Y., Horikoshi M. & Wenxuan L. (2016) ggfortify: Unified Interface to Visualize Statistical Result of Popular R Packages. *The R Journal*, **8**, 478–489.

- Taylor C.M., Campos M.T. & Zappi D. (2007) Flora Da Reserva Ducke, Amazonas, Brasil: Rubiaceae. *Rodriguesia*, **58**, 549–616.
- Tierschnabel B.R., Melo Júnior J.C.F. de & Dornelles S.S. (2018) Dispersão de sementes e densidade populacional de *Psychotria nuda* (Rubiaceae) em fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no sul do Brasil. *Biotemas*, **31**, 9–18.
- Valladares F., Saldaña A. & Gianoli E. (2012) Costs versus risks: Architectural changes with changing light quantity and quality in saplings of temperate rainforest trees of different shade tolerance. *Austral Ecology*, **37**, 35–43.
- Valladares F.; Chico, J.M.; Aranda, I.; Balaguer, L. Dizengremel, P.; Manrique, E.; Dreyer, E. (2002) The greater seedling high-light tolerance of *Quercus robur* over *Fagus sylvatica* is linked to a greater physiological plasticity. *Trees*, **16**, 395-403.
- Voltan R., Fahl J. & Carelli R.M. (1992) Variação na anatomia foliar de cafeeiros submetidos a diferentes intensidades luminosas. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, **4**, 99–105.
- Zar J.H. (1999) *Biostatistic analysis*. Nova Jersey: Prentice-Hall.

Eficiência de defesas físicas foliares de plantas lenhosas sobre a intensidade de herbivoria em dois estágios de regeneração florestal

Assis, H.A.; Cunha, S.M.B.; Fiuza, T.M.J.; Fontana, L.E.; Giehl, E.L.H.

Introdução

A interação entre herbívoros e plantas é um dos tipos de relação consumidor-recurso que organizam as comunidades biológicas. A ação de herbívoros é um importante fator no controle de populações, com estimativas de que cerca de 10% das folhas das plantas tropicais sejam consumidas por herbívoros anualmente (Gurevitch *et al.*, 2002), além de gerar uma forte pressão seletiva sobre as plantas (Machado *et al.*, 2016). As defesas das plantas evoluíram de maneira conjunta com os herbívoros, resultando em herbívoros especializados e plantas com diferentes estratégias para evitar a herbivoria (Ricklefs, 1996). Por um lado, os herbívoros podem até escolher seu alimento de acordo com o conteúdo nutricional, de forma que folhas jovens e mais finas podem ser preferidas, pois possuem menor quantidade de lignina e celulose (Ricklefs, 1996). Por outro lado, um dos principais mecanismos de defesa das plantas são os metabólitos secundários que diminuem a palatabilidade e dificultam a digestão do tecido vegetal. Adicionalmente, as plantas podem apresentar defesas estruturais (físicas e mecânicas), como tricomas, espinhos e látex, além de estruturas que conferem maior resistência foliar (ex. folhas mais duras ou mais espessas; Hanley *et al.*, 2007) e, assim, importantes para diminuir a herbivoria (Ricklefs, 1996). Diferentes espécies ou indivíduos vegetais podem apresentar uma ou outra

estratégia, ou ainda, combinações dessas para repelir ou diminuir os danos causados por herbívoros.

A intensidade de herbivoria apresenta relação com gradientes ambientais, como luz e umidade. Entretanto a suscetibilidade das plantas à herbivoria não pode ser controlada exclusivamente pelas características físicas das plantas, visto que elas podem sofrer herbivoria em um ambiente com sol e não sofrer em um ambiente sombreado (ex.: Lincoln & Mooney, 1984). Outros padrões podem ainda ser observados, como maior frequência de herbivoria em folhas com menor área foliar, diferenças de acordo com o regime de luz e de umidade e, ainda, de acordo com o estágio sucessional (Andrew *et al.*, 2012). Áreas de floresta com vegetação em estágios iniciais e de regeneração recebem mais iluminação e, por isso, podem estar mais suscetíveis a herbivoria se comparado com áreas de estágio mais avançado de regeneração, que são mais sombreadas e úmidas.

O objetivo deste trabalho foi medir a defesa física das plantas em um gradiente de luminosidade em áreas com estágio sucessional médio e avançado. Testamos a hipótese de que plantas com maior combinação de defesas físicas e localizadas em áreas de estágio sucessional avançado sofrem menor quantidade de danos por herbivoria.

Material e métodos

Área de estudo

Esse estudo foi realizado nos remanescentes florestais do CEPA da Vila da Glória em uma área de Floresta Ombrófila Densa (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2012), situada no litoral norte do estado de Santa Catarina, no Distrito do Saí, parte continental do município de São Francisco do Sul (26° 28'S e 48° 79'W) e compreende uma área de aproximadamente 4900 ha. Limita-se ao sul e oeste com a Baía Babitonga, e ao sul e leste com o município de Itapoá (26° 12' 30 "S e 48° 42' 36" W; Matias, 2005). O clima da região é caracterizado por índices anuais de pluviosidade

que variam de 2000 a 3000 mm/ano, com média de 1700 mm/ano, apresenta a umidade relativa do ar variando de 60 a 100% e temperatura média de 25 °C (FATMA, 2002).

Coleta de dados

As amostragens ocorreram intencionalmente em dois trechos de floresta, sendo um em estágio médio de regeneração, com aproximadamente 20 anos, e outro em estágio avançado de regeneração, com cerca de 50 a 60 anos. Em cada trecho foram selecionados aleatoriamente cinco parcelas de 1 × 1 m, com distância mínima de 10 m entre as parcelas, totalizando 10 parcelas. Nessas áreas foram coletados ramos de todos os indivíduos lenhosos entre 50 cm e 200 cm de altura, que foram então armazenados em sacos plásticos para posterior triagem e identificação.

A cobertura do dossel foi estimada por meio do aplicativo CanopyApp (University of New Hampshire, 2018). Após a coleta em campo, o material foi levado ao laboratório e identificado até menor nível taxonômico possível. Foram selecionadas, aleatoriamente, três folhas de cada ramo a partir das quais foram obtidas as informações quantitativas de danos por folivoria (em porcentagem da área foliar), e qualitativas sobre trilhas de larvas minadoras, galhas ou raspagens (estas últimas, como presença ou ausência do tipo de dano; Figura 1).

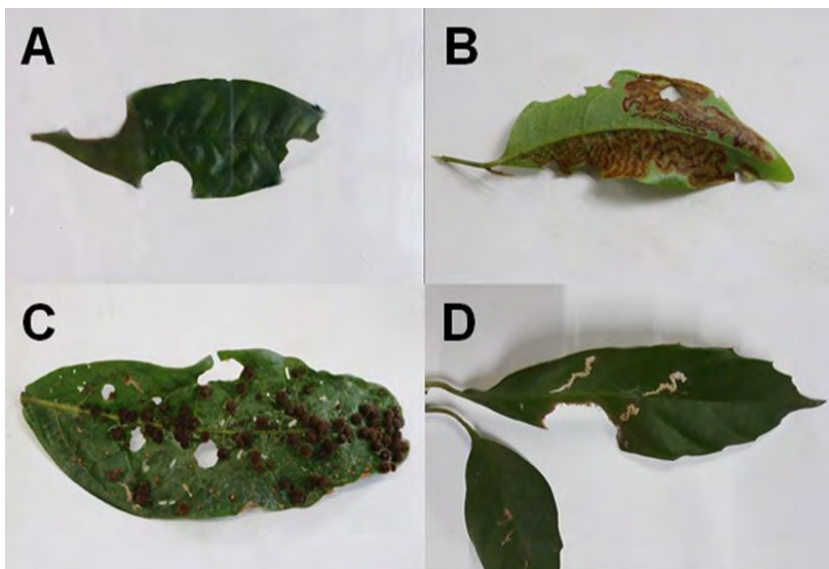


Figura 1. Tipos de danos registrados: A) Folivoria; B) Trilha de larva minadora; C) Galhas; D) Raspagem.

A área foliar perdida por folivoria foi estimada utilizando o aplicativo BioLeaf-Análise Foliar (Machado *et al.*, 2016b). A partir da imagem de cada folha e da reconstrução manual de bordas perdidas (Figura 2A-B) o aplicativo estima a porcentagem de perda foliar (Figura 2C-D).

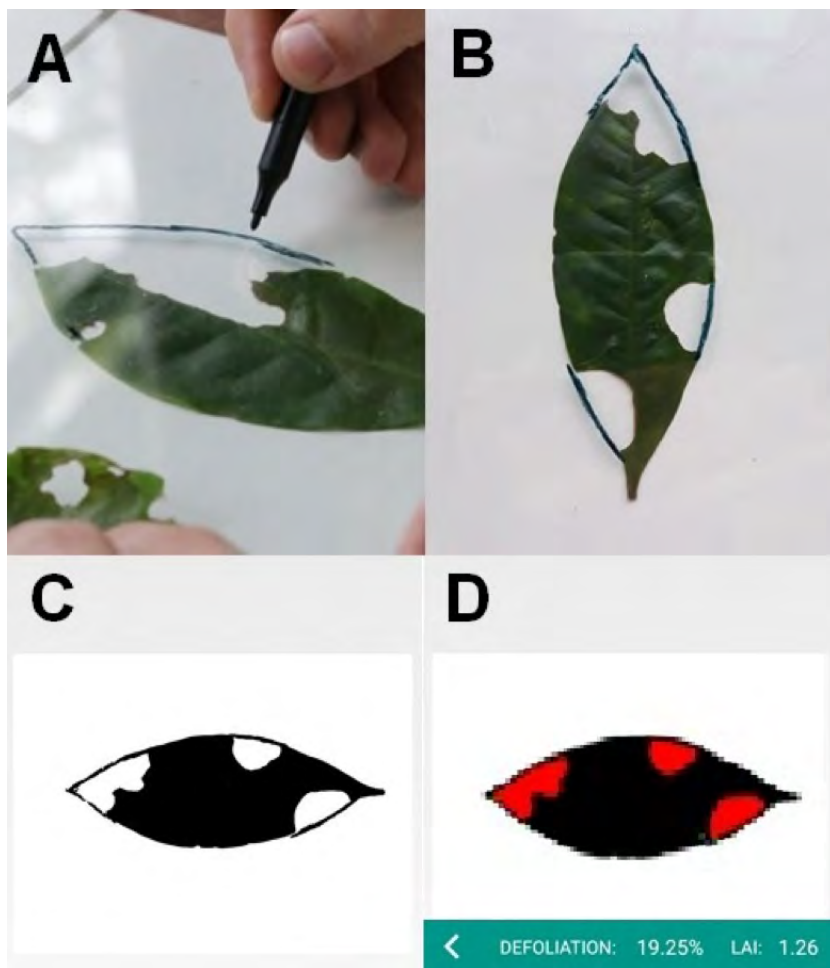


Figura 2. Etapas de utilização do aplicativo BioLeaf: (A) Para folhas com porções de margem perdidas, foi desenhado o contorno aproximado de uma folha saudável; (B) A fotografia utilizada na análise foi obtida diretamente pela interface do aplicativo; (C) O aplicativo foi utilizado para criar uma máscara da área verde da folha; (D) resultado final do aplicativo com a porcentagem estimada de perda foliar.

Análise de dados

A Tabela 1 resume as variáveis utilizadas neste estudo e o tipo de dado coletado. Inicialmente foi testada a variação da quantidade de dano causado por folivoria, da cobertura do dossel e da espessura foliar apresentada por cada indivíduo em relação às áreas de diferentes estágios sucessionais por meio de testes t de Welch (dados quantitativos). A variação da quantidade de tricomas (pilosidade) foi avaliada por meio de um teste de Wilcoxon (dados ordinais, com 4 níveis). Em seguida foi calculado um índice de defesa física foliar por meio do somatório dos valores de pilosidade e espessura foliar padronizados pela amplitude (máximos e mínimos) e dos valores binários de presença-ausência de látex. Posteriormente, para avaliar o efeito das defesas físicas foliares (em separado e agregadas no índice de defesa física foliar) sobre a quantidade de dano causado por folivoria, utilizamos regressões múltiplas e simplificamos os modelos via remoção uma-a-uma das variáveis não significativas de acordo com o tamanho dos efeitos. Para a melhoria dos pressupostos da análise, a porcentagem de danos causados por folivoria foi transformada com logaritmo. Danos causados por galhas, raspagem ou larvas minadoras foram contabilizados como presença ou ausência e, por isso, essas variáveis foram avaliadas com modelos lineares generalizados (GLM) utilizando a distribuição binomial e seguindo o processo de simplificação mencionado anteriormente. Todos os testes foram realizados no programa R (R Core Team, 2018).

Tabela 1. Descrição das variáveis analisadas.

Variável	Tipo da Variável	Natureza da variável
Tipo de Dano		
Folivoria	Numérico (%)	Resposta
Galhas, larva minadora ou raspagem	Presença/Ausência	Resposta
Tipo de Defesa		
Espessura	Numérico (mm)	Explanatória
Latescência	Presença/Ausência	Explanatória
Pilosidade	Ordinal (0: ausente; 1: pouca; 2: moderada; 3: muita)	Explanatória
Índice de defesa física foliar	Somatório da espessura e pilosidade (padronizadas no intervalo 0-1) e da latescência	Explanatória
Cobertura de dossel	Contínua (%)	Explanatória

Resultados

Ao todo foram amostrados 38 indivíduos pertencentes a 23 espécies (Tabela 2). A composição das espécies vegetais variou entre as áreas amostradas com apenas 4 espécies ocorrendo em ambas as áreas (*Calypttranthes* sp., *Davilla rugosa*, *Guarea* sp. e *Mollinedia* sp.; Tabela 2). A cobertura de dossel não diferiu entre as áreas em diferentes estágios sucessionais amostrados (Tabela 3). Da mesma forma, não observamos variação da quantidade de dano causado por folivoria, da espessura foliar e da quantidade de tricomas (pilosidade) entre as parcelas avaliadas em ambas as áreas (Tabela 3).

Tabela 2. Espécies vegetais amostradas nas áreas em estágio sucessional médio e avançado. (+) indica presença da espécie na área amostrada.

Táxon	Médio	Avançado
CLUSIACEAE		
<i>Calophyllum brasiliense</i>	+	
<i>Garcinia gardneriana</i>		+
DILLENIACEAE		
<i>Davilla rugosa</i>	+	+
FABACEAE		
<i>Platymiscium floribundum</i>		+
LAURACEAE		
<i>Endlicheria paniculata</i>	+	

MELASTOMATACEAE

Leandra sp. +

Miconia cubatanensis +

Miconia pusilliflora +

MELIACEAE

Guarea sp. + +

MONIMIACEAE

Mollinedia sp. + +

MYRTACEAE

Calyptranthes cf. *grandifolia* +

Calyptranthes + +

Eugenia sp. +

Myrcia sp. 1 +

Myrcia sp. 2 +

Myrcia sp. 3 +

OCHNACEAE

<i>Ouratea parviflora</i>		+
PERACEAE		
<i>Pera glabrata</i>	+	
PIPERACEAE		
<i>Piper amalago</i>	+	
RUBIACEAE		
<i>Faramea marginata</i>	+	
<i>Psychotria carthagenensis</i>		+
<i>Psychotria nuda</i>		+
SAPINDACEAE		
<i>Matayba guianensis</i>	+	

Tabela 3. Número de indivíduos vegetais, número de espécies vegetais, cobertura do dossel (%) (média ± desvio padrão), quantidade de dano causado por folivoria (%) (média ± desvio padrão), espessura foliar média (mm) (média ± desvio padrão) e quantidade de tricomas média (pilosidade) (média ± desvio padrão) em cada uma das áreas de diferentes estágios sucessionais avaliados neste estudo. A variação das variáveis entre as áreas foi testada através de Teste t (indicado com t) e Teste de Wilcoxon (indicado com W). Valores significativos para $p < 0,05$.

	Médio	Avançado	Teste
Indivíduos	22	16	
Espécies	17	10	
Cob. Dossel (%)	81,93±3,63	88,30±6,04	t=-1,92, gl=6,80; p=0,097
Folivoria (%)	8,73±10,63	9,21±11,06	t=-0,44; gl=6,81; p=0,678
Espessura (mm)	0,23±0,06	0,21±0,06	t=0,12; gl=7,33; p=0,905
Pilosidade	0,72±0,81	0,5±0,71	W=16,5; p=0,418

Quando consideradas as estratégias em separado, não observamos relação entre a espessura foliar e a quantidade de tricomas (pilosidade) com a quantidade de folivoria, presença de larva minadora ou presença de galha (Tabela 4). Entretanto, quando avaliamos a influência das defesas físicas combinadas no índice de defesa física foliar, observamos uma relação negativa entre o índice e a folivoria ($F_{1; 38}=5,731$; $r^2=0,131$; $p=0,022$; Tabela 5), isto é, quanto maior o índice de defesa física foliar, menor tende a ser a intensidade de folivoria (Figura 3A). Além disso, também observamos uma tendência de associação positiva entre a cobertura de dossel e a presença de larvas minadoras (relação marginalmente significativa; $Z=1,699$; $p=0,089$; Tabela 5). Isso sugere que pode existir uma fraca relação de aumento da presença de larvas minadoras sob maior cobertura de dossel (menos luz; Figura 3B).

Tabela 4. Resultado da análise de regressão múltipla (para folivoria) e do modelo linear generalizado (para presença de larva minadora ou galha) em função da cobertura do dossel (indicando a luminosidade), espessura foliar (mm) e da quantidade de tricomas (pilosidade). São indicados os coeficientes padronizados de cada variável (t para folivoria e Z para os demais) e a significância estatística, onde ns=não significativo e ms=marginalmente significativo ($p>0,05$ e $p<0,1$).

Variável resposta	Variáveis explanatórias		
	Cob. Dossel	Espessura	Pilosidade
Folivoria (%)	0,977 ns	-1,303 ns	0,767 ns
	1,149 ns	-1,483 ns	-
	-	-1,619 ns	-
Presença de larva minadora	1,862 ms	1,067 ns	0,776 ns
	1,849 ms	1,402 ns	-
	1,699 ms	-	-
Presença de galha	0,543 ns	0,441 ns	0,801 ns
	0,560 ns	-	0,720 ns
	-	-	0,613 ns

Tabela 5. Resultado da análise de regressão linear múltipla (folivoria) e do modelo linear generalizado (presença de larva minadora e presença de galha) em relação a cobertura de dossel (luminosidade) e ao índice de defesa física foliar. São demonstrados os coeficientes das variáveis e a significância estatística, onde ns=não significativo, ms=marginalmente significativo ($p>0,05$ e $p<0,1$) e (*)=significativo ($p<0,05$).

Variáveis explanatórias		
Variável resposta	Cob. Dossel	Índice de Defesa Física Foliar
Folivoria	0,843 ns	- 2,128*
	-	- 2,394*
Presença de larva minadora	1,921 ms	1,469 ms
	1,699 ns	-
Presença de galha	0,680 ns	1,172 ns
	-	0,414 ns

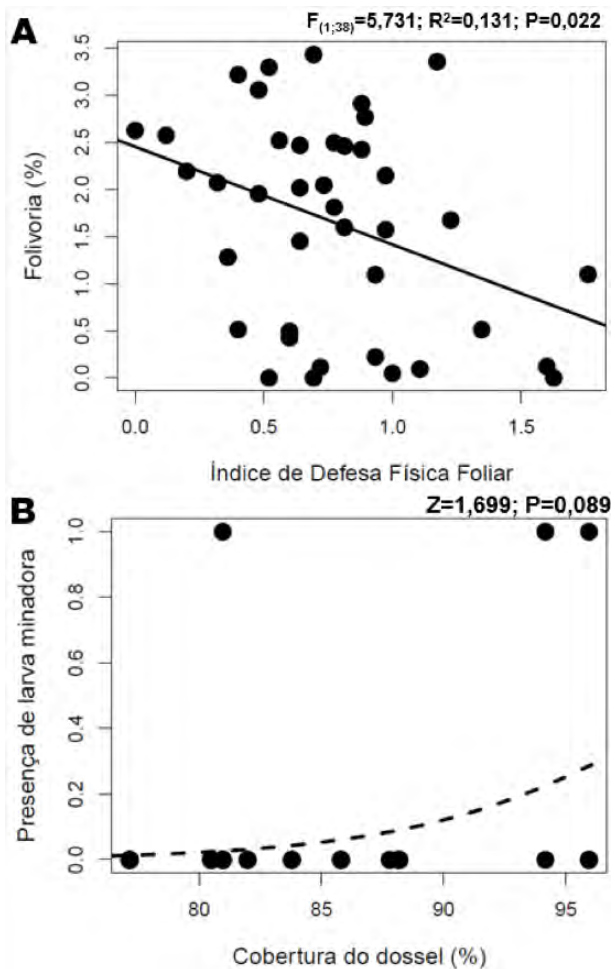


Figura 3. Relação entre a cobertura do dossel (%) e a presença de larvas mineradoras.

Discussão

Nossa hipótese inicial de que conjuntos de plantas com mais defesas físicas e em estágios sucessionais avançados sofreriam menor herbivoria foi apenas parcialmente corroborada. Individualmente, cada uma das defesas foliares físicas avaliadas não apresentou influência sobre a folivoria. Entretanto, de forma associada (compondo o índice de defesa física foliar) as defesas foliares físicas tendem a diminuir a quantidade de dano causado por folivoria. Num contexto ecológico mais amplo, isso demonstra que, de fato, ao longo do tempo evolutivo as plantas precisaram desenvolver e combinar uma série de estratégias de defesa (incluindo defesas químicas, que não foram avaliadas neste estudo) para evitar os danos causados por folivoria com êxito. Além disso, não observamos influência significativa do estágio de sucessão sobre a folivoria, embora tenha havido uma tendência de incremento da ocorrência de larvas mineradoras em áreas de dossel mais fechado, portanto com menor luminosidade.

A defesa contra a herbivoria foi mais efetiva por meio da combinação de estratégias físicas de defesa como tricomas, espessura foliar e latescência, ao invés do emprego de estratégias individuais, indicando que para melhor entender a herbivoria o uso de conjuntos de atributos pode ser mais informativo (ex. Endara *et al.*, 2017). Mensurar atributos de defesa das plantas permite a análise da herbivoria em diferentes espécies de plantas, mas também em folhas e plantas de diferentes idades (Andrew *et al.*, 2012). Além disso, a herbivoria é determinada não somente por atributos intrínsecos das folhas, como também pelos fatores e contextos ambientais (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2003). Dessa forma, a resposta à herbivoria pode ser desempenhada em nível de plantas individuais em seu contexto ambiental, e não apenas ao nível de espécie.

Em relação aos gradientes ambientais, houve apenas uma tendência de incremento da ocorrência de larvas minadoras em áreas de dossel com menor luminosidade, embora a herbivoria possa aumentar quando as plantas estão mais expostas à luz (Collinge & Louda, 1988; Andrew *et al.*, 2012). Foi observado em outro estudo que as borboletas adultas preferem ovipositar em plantas ensolaradas do que

sombreadas, mesmo que essas plantas tenham sido cultivadas em condições equivalentes e a apenas a um metro de distância uma da outra, sugerindo que essa detecção pelas borboletas deve funcionar da mesma forma em ambientes naturais para produzir padrões de herbivoria (Lincoln & Mooney, 1984). Contudo, observamos em nosso trabalho uma relação negativa para danos causados por larvas minadoras, de forma que os padrões podem ser dependentes também do tipo de herbívoro.

Como citado, estudos prévios indicaram que a luz é o fator determinante para a herbivoria dentro da mesma espécie (Lincoln & Mooney, 1984), além do que, a luminosidade ou mudanças de temperatura associadas a essa podem afetar o comportamento dos herbívoros (Williams, 1983). Porém, isso pode não ter ocorrido por termos considerado comunidades com diversas espécies de plantas e herbívoros e que se substituem ao longo do gradiente de luminosidade ou estágio de regeneração. Além disso, as diferenças de luminosidade não foram muito pronunciadas entre as duas áreas, potencialmente não se refletindo em mudanças drásticas no comportamento ou distribuição de herbívoros.

A espessura foliar é também influenciada pela resposta à luz e umidade, não sendo necessariamente uma resposta direta à herbivoria. Por outro lado, enquanto a maior espessura está eventualmente correlacionada à maior dureza, a dureza pode estar diretamente relacionada com o investimento da planta em compostos estruturais, sem alteração da espessura (Crawley, 1997; Gessner, 2005). Mesmo com essa complexidade, plantas com folhas mais espessas, informação aqui utilizada como indicador indireto da dureza foliar, e maior quantidade de tricomas auxiliaram a reduzir os efeitos da herbivoria por folívoros (corroborando o estudo de (Machado *et al.*, 2016). Ainda, algumas plantas mais sombreadas apresentaram maior herbivoria por larvas minadoras, o que é infrequente em plantas expostas a maior luminosidade, que são mais propensas a danos causados por outros tipos de herbívoros (Fine *et al.*, 2006; Read & Stokes, 2006; Andrew *et al.*, 2012).

Conclusão

Concluimos que as defesas físicas foliares são capazes de diminuir a folivoria apenas quando estas defesas são avaliadas de maneira conjunta. Ao longo do tempo evolutivo, os herbívoros desenvolveram estratégias para aumentar o seu sucesso, enquanto as plantas desenvolveram estratégias para reduzir ou inibir perdas. Neste estudo, este padrão ecológico foi evidente, visto que observamos que as plantas possuem diferentes defesas físicas e que apenas a atuação conjunta destas é mais eficiente para reduzir ou inibir a folivoria. Por outro lado, não houve uma associação muito clara da herbivoria com o gradiente de luminosidade avaliado, com exceção de uma tendência de aumento da incidência de larvas minadoras sob condições de menor luminosidade. Por fim, não houve relação da herbivoria e estratégias de defesa com o estágio sucessional das áreas.

Referências

- Andrew N.R., Roberts I.R., Hill S.J., Andrew N.R., Roberts I.R. & Hill S.J. (2012) Insect herbivory along environmental gradients. *Open Journal of Ecology*, **02**, 202–213.
- Collinge S.K. & Louda S.M. (1988) Herbivory by leaf miners in response to experimental shading of a native crucifer. *Oecologia*, **75**, 559–566.
- Crawley M. (1997) Life history and environment. *Plant Ecology*, **2**, 73–131.
- Endara M.-J., Coley P.D., Ghabash G., Nicholls J.A., Dexter K.G., Donoso D.A., Stone G.N., Pennington R.T. & Kursar T.A. (2017) Coevolutionary arms race versus host defense chase in a tropical herbivore–plant system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **114**, E7499–E7505.
- FATMA (2002) *Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Babitonga*. FATMA/GTZ, Florianópolis.
- Fine P.V.A., Miller Z.J., Mesones I., Irazuzta S., Appel H.M., Stevens M.H.H., Sääksjärvi I., Schultz J.C. & Coley P.D. (2006) The growth-defense trade-off

- and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology*, **87**, S150–62.
- Gessner M. Proximate lignin and cellulose. *Methods to study litter decomposition: A practical guide* (ed. M.A.S. Graça, F. Bärlocher, and O.M. Gessner). Dordrecht: Springer-Verlag, pp. 103–108
- Gurevitch J., Scheiner S.M. & Fox G.A. (2002) *The Ecology of Plants*. Massachusetts, USA: Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Hanley M.E., Lamont B.B., Fairbanks M.M. & Rafferty C.M. (2007) Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **8**, 157–178.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Lincoln D.E. & Mooney H.A. (1984) Herbivory on *Diplacus aurantiacus* shrubs in sun and shade. *Oecologia*, **64**, 173–176.
- Machado B.B., Orue J.P.M., Arruda M.S., Santos C.V., Sarath D.S., Goncalves W.N., Silva G.G., Pistori H., Roel A.R. & Rodrigues-Jr J.F. (2016) BioLeaf: A professional mobile application to measure foliar damage caused by insect herbivory. *Computers and Electronics in Agriculture*, **129**, 44–55.
- Matias E.G. (2005) *Composição da fauna de répteis do município de São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil*. Universidade Tuiuti do Paraná.
- Pérez-Harguindeguy N., Diaz S., Vendramini F., Cornelissen J.H.C., Gurvich D.E. & Cabido M. (2003) Leaf traits and herbivore selection in the field and in cafeteria experiments. *Austral Ecology*, **28**, 642–650.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing.
- Read J. & Stokes A. (2006) Plant biomechanics in an ecological context. *American Journal of Botany*, **93**, 1546–1565.
- Ricklefs R.E. (1996) *A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- University of New Hampshire (2018) CanopyApp.

Williams K.S. (1983) The coevolution of *Euphydryas chalcedona* butterflies and their larval host plants. *Oecologia*, **56**, 336–340.

Nada é por acaso: co-ocorrência sugere importância de interações ecológicas na estruturação da assembleia de líquens em Floresta Ombrófila Densa

Faga-Pacheco, F.; Crivellaro, M.S.; Villa, B.M.; Gumboski, E.L.; Dechoum, M.S.; Cantor, M.

Introdução

Entender como comunidades ecológicas são estruturadas é uma questão central em ecologia. Uma das abordagens é a investigação de regras gerais de formação de assembleias (Diamond, 1975; Connor & Simberloff, 1979; Weiher & Keddy, 1990), as quais consideram a combinação de processos históricos com as condições ambientais e as interações entre espécies. Tais interações bióticas têm implicações não só para a estrutura, mas também ao funcionamento e dinâmica dos ecossistemas (Keddy, 1989; Grime, 1997; Callaway, 2010). Espécies que co-ocorrem podem apresentar interações negativas, positivas ou neutras; estudar a co-ocorrência das espécies em diversas escalas espaciais pode ajudar a avaliação do efeito de fatores ambientais sobre essas interações (Hanski, 2008; Brooker *et al.*, 2008). Segundo Diamond (1975), espécies que co-ocorrem com menor frequência do que o esperado ao acaso sugerem a competição como uma das principais forças estruturadoras da estrutura e composição de comunidades.

Interações bióticas são consideradas importantes forças estruturadoras de assembleias epifíticas de líquens (Maestre *et al.*, 2008). De modo geral, o termo líquen refere-se à associação entre um fungo (micobionte), que disponibiliza a estrutura física, e a porção fotobionte, responsável pela fotossíntese, realizada por algas e/ou cianobactérias (Hawksworth & Hill, 1984; Nash, 2008). Contudo, estudos recentes apontam para uma relação muito mais complexa entre os organismos envolvidos na formação dos talos, tanto com relação a mais parceiros micobiontes quanto de fotobiontes (Pennisi, 2016; Spribille *et al.*, 2016). Os líquens podem crescer sobre diversos substratos (como rochas, troncos de árvores) e são considerados organismos pioneiros. Sua morfologia e forma de crescimento podem ser classificadas como morfotipos, dentre os principais: (I) crostoso (achatado e imerso no substrato); (II) folioso (parcialmente aderido ao substrato através de “rizinas” ou do próprio talo, formando estruturas lobulares geralmente não aderidas); e (III) fruticoso (aderido ao substrato por uma pequena porção, formando ramos pendentes ou sub-pendentes) (Nash, 2008).

Líquens epifíticos são organismos poiquiloídricos e tanto a sua performance quanto a sua ocorrência estão fortemente relacionados à disponibilidade de água e de luz. Associado ao seu pequeno tamanho e lento crescimento, os líquens estão sujeitos a gradientes ambientais acentuados facilmente encontrados em pequenas escalas ambientais (Esseen & Renhorn, 1998; Rheault *et al.*, 2003). Alguns estudos encontraram mudanças drásticas em assembleias de líquens até mesmo em relação à borda e ao interior (~100 metros da borda) de florestas temperadas (Johansson, 2008). Dessa forma, gradientes ambientais podem agir como fortes filtros ambientais, restringindo o conjunto potencial de colonizadores em pontos específicos do gradiente e afetando os padrões de co-ocorrência de espécies (Gotelli & Ellison, 2002), tornando os líquens bons modelos para esses estudos (Belinchón *et al.*, 2012).

Alguns fatores abióticos parecem influenciar a riqueza de espécies de líquens em um substrato, como as características do caule das árvores, incluindo a idade e o tamanho, de forma que troncos mais velhos e rugosos favorecem o estabelecimento de líquens (Nascimbene *et al.*, 2009; Nunes *et al.*, 2018). Além disso, a luminosidade

afeta diretamente o processo de fotossíntese enquanto a circulação atmosférica influencia a propagação dos esporos, bem como a umidade e a temperatura do ar, determinam o sucesso de colonização em novos ambientes, por estarem diretamente relacionadas à resistência contra dessecação (Brodo, 1973; Benítez *et al.*, 2012; Gauslaa, 2014).

Enquanto os requisitos ambientais para a presença de determinadas espécies de líquens são conhecidos (Martínez *et al.*, 2006), pouco se sabe sobre os padrões de ocorrência conjunta de grupos de espécies sobre os forófitos e ainda é incipiente o estudo sobre o papel de interações bióticas, como competição e facilitação, na estruturação de assembleias de líquens (Maestre *et al.*, 2009; Belinchón *et al.*, 2012).

Dessa forma, nosso objetivo geral foi investigar o padrão de co-ocorrência de espécies de líquens em uma escala espacial fina e relacionar estes padrões a variáveis ambientais e potenciais interações bióticas (Figura 1). Nossa hipótese central é que a co-ocorrência de líquens em troncos de árvores de espécies de Floresta Ombrófila Densa não é ao acaso, mas que existem conjuntos distintos de espécies que co-ocorrem juntas. Investigamos ainda se somente variáveis ambientais, como intensidade luminosa e rugosidade do tronco das árvores, poderiam explicar a co-ocorrência ou se considerar interações bióticas entre as espécies é necessário. Por fim, devido à alta sensibilidade ambiental dos líquens, comparamos estes padrões de co-ocorrência de espécies na borda da trilha e no interior do fragmento florestal estudado, com o pressuposto de que mais processos facilitadores da co-ocorrência aconteceriam na borda da mata do que em seu interior.

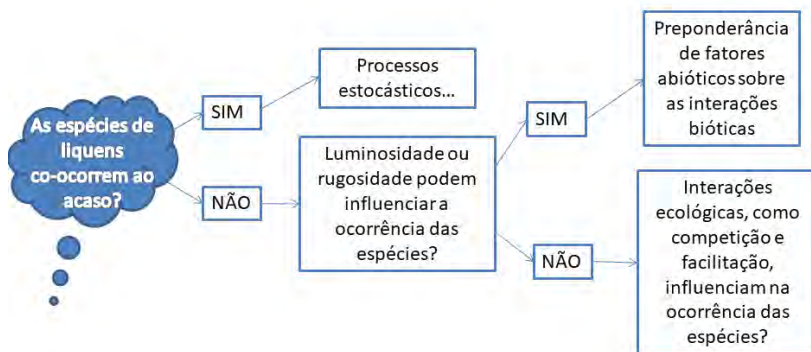


Figura 1. Fluxograma das perguntas e hipóteses sobre os padrões de co-ocorrência de líquens em troncos de árvores.

Material e Métodos

Desenho experimental e coleta de dados

Realizamos o estudo em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, percorrendo a trilha do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA), na Vila Glória, município de São Francisco do Sul - SC. Para a coleta de dados, selecionamos 24 árvores com a circunferência à altura do peito (CAP) maior que 50 cm. Selecionamos as árvores aos pares, sendo uma na borda da trilha e outra no interior da floresta, a fim de considerar uma variação de intensidade luminosa entre as amostras. Utilizamos o método de foto-quadrante (25 x 25 cm) para capturar imagens dos líquens presentes nos troncos das árvores (Figura 2). Capturamos as imagens a 1,3 m de altura do solo, com uma câmera fotográfica semi-profissional. Todas as fotos foram tiradas na face do tronco voltada para a trilha e medimos a intensidade luminosa com um luxímetro (LD-400 Instrumentherm) nos mesmos locais onde as fotos foram tiradas. Ainda, medimos a circunferência à altura do peito (CAP) de cada árvore amostrada. Em laboratório, classificamos visualmente a rugosidade dos troncos das árvores em baixa, quando o

tronco era liso, e alta, quando continha ondulações sequenciais. As fotos tiradas em campo foram utilizadas para identificação de todas as espécies de líquens ao menor nível taxonômico possível. Por fim, classificamos as espécies de líquens nos morfotipos: crostoso e folioso. Não foram encontradas espécies de talo fruticoso.



Figura 2. Amostragem de líquens em campo pelo método de foto-quadrante.

Análises estatísticas

Para testar a hipótese nula de que espécies de líquens co-ocorrem ao acaso, estimamos a co-ocorrência de espécies nas amostras com o índice de similaridade de Sorensen entre todos os pares de espécies. Utilizamos o desvio padrão (DP) da distribuição de similaridades como medida da variação de co-ocorrência, comparamos os valores observados com os gerados por um modelo nulo (Gotelli & Graves, 1996) a partir da permutação das espécies entre amostras, com restrição de

três atributos dos dados observados: número de espécies e de amostras (dimensões da matriz de amostras por espécies), o total de co-ocorrências por amostras (soma total da matriz) e a frequência de ocorrência de cada espécie (soma das colunas da matriz). Permitimos que as somas das linhas desta matriz variassem para contemplar a possibilidade de que a nossa amostragem tenha sido tendenciada pelo diâmetro dos troncos. Se o desvio padrão dos índices de similaridade observado estiver fora do intervalo de confiança da distribuição teórica gerada pelo modelo nulo, consideramos que a variação dos índices de co-ocorrência observados é maior do que o esperado ao acaso. Isto indica a existência de índices de similaridade muito altos e muito baixos, os quais sugerem co-ocorrência e co-ausência de espécies, respectivamente.

Para testar se as espécies co-ocorreram em agrupamentos, projetamos a matriz de similaridade como um diagrama de redes unipartidas de peso, no qual as espécies são representadas por nós conectados por arestas cuja espessura representa o índice de co-ocorrência das espécies (Boccaletti *et al.*, 2006). Calculamos a modularidade dessa rede com a métrica Q (Newman, 2006), utilizando um algoritmo que busca por subconjuntos de nós que são mais conectados entre si do que com o resto da rede, e testamos a significância de Q com o mesmo modelo nulo descrito acima.

Para testar a hipótese de que o padrão de co-ocorrência é influenciado pelos fatores abióticos, realizamos testes de Mantel (Smouse *et al.*, 1986): (i) um para testar a correlação entre a matriz de similaridade de espécies e a matriz de distância euclidiana da intensidade luminosa entre amostras (ii) e outro entre matriz de similaridade de espécies e uma matriz binária de rugosidade entre amostras. A matriz binária de rugosidade foi definida pela similaridade entre as amostras, sendo que amostras da mesma classe de rugosidade receberam valor 0 e as de classes diferentes, valor 1. Utilizamos 1000 permutações para testar a significância das correlações no teste de Mantel.

Para comparar a exclusividade de espécies entre os dois ambientes, borda e floresta, calculamos a quantidade de unidades "checkerboard" (número de submatrizes [1 0 0 1]) e o "C-score" entre os dois ambientes (Stone & Roberts, 1990). As unidades de "checkerboard" foram obtidas pela soma de pares únicos de espécies que nunca co-

ocorreram. Já o “C-score” é calculado para cada par de espécies a partir de $C=(R_i - S) \cdot (R_j - S)$, em que R_i e R_j são as somas das linhas da matrizes para as espécies i e j e S é o número de fotoquadrados em que ambas as espécies ocorrem (Gotelli, 2000; Belinchón *et al.*, 2012). Todas as análises foram feitas no programa R (R Core Team, 2018), com auxílio dos pacotes *ade4* (Dray & Dufour, 2007), *betapart* (Dormann *et al.*, 2009), *igraph* (Csardi & Nepusz, 2006), *ncf* (Bjornstad, 2018) e *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

Identificamos 76 líquens pertencentes a 30 morfoespécies presentes nas 24 amostras (Tabela 1). As quatro espécies com maior frequência de ocorrência em relação ao total de amostras foram crostoso branco estéril (CBE) e *Herpothallon* sp., ambas com 42%, crostoso verde sorediado (CVS) com 37,5%, *Porina* sp.1 com 33%, *Lepraria* sp. com 21% e pirenolíquen com 17%. Todas as demais 24 espécies apresentaram frequência de ocorrência inferior a 10%. As seis espécies mais frequentes correspondem a 13,2%, 13,2 %, 11,8%, 10,5%, 6,6% e 5,3% do total de líquens identificados, respectivamente.

No total, 26 espécies ocorreram na borda (com 16 espécies exclusivas), 14 na floresta (quatro espécies exclusivas) e 10 espécies ocorreram em ambos os locais. Todas as morfoespécies que tiveram frequência de ocorrência superior a 15% foram encontradas nos dois ambientes. Em relação à forma de crescimento dos líquens, encontramos 25 morfoespécies crostosas e apenas cinco foliosas.

Tabela 1. Morfoespécies de líquens encontradas exclusivamente em cada ambiente (borda da trilha e interior da floresta) e compartilhadas entre os dois ambientes, com suas respectivas formas de crescimento e frequência de ocorrência nas amostras (FO).
 Legenda: CBE=crosta branca estéril; CBS=crosta branca sorediada; CVE=crosta verde estéril; CVS=crosta verde sorediada.

Morfoespécie	Borda da trilha	Interior da floresta	FO	Hábito
<i>Chapsa</i> sp.			4,2 %	crostoso
<i>Cladonia</i> sp.			4,2 %	folioso
Copromorfo			4,2 %	crostoso
<i>Cryptothecia</i> sp.2			4,2 %	crostoso
<i>Diorygma</i> sp.			4,2 %	crostoso
<i>Dichosporidium</i> sp.			4,2 %	crostoso
Graphidaceae 2			4,2 %	crostoso
<i>Graphys</i> sp.			4,2 %	crostoso
<i>Herpothallon roseocictum</i>			4,2 %	crostoso
<i>Herpothallon rubrocinctum</i>			8,3 %	crostoso
<i>Normandina pulchella</i>			4,2 %	crostoso
<i>Opegrapha</i> sp.			4,2 %	crostoso
Parmeliaceae			4,2 %	folioso
Physciaceae			4,2 %	folioso
<i>Phyllopsora</i> sp.			8,3 %	folioso
Trypetheliaceae 2			4,2 %	crostoso
CBE			41,7 %	crostoso
CVE			8,3 %	crostoso
CVS			37,5 %	crostoso
<i>Herpothallon</i> sp.			41,7 %	crostoso
<i>Lepraria</i> aff.			8,3 %	crostoso

Morfoespécie	Borda da trilha	Interior da floresta	FO	Hábito
<i>Lepraria</i> sp.			20,8 %	crostoso
Pirenolíquen			16,7 %	crostoso
<i>Porina</i> sp.1			33,3 %	crostoso
<i>Porina</i> sp.2			8,3 %	crostoso
Trypetheliaceae 1			8,3 %	crostoso
CBS			4,2 %	crostoso
<i>Cryptothecia</i> sp.1			4,2 %	crostoso
Graphidaceae 1			4,2 %	crostoso
<i>Phycia</i> sp.			4,2 %	folioso

Em relação aos forófitos, registramos 15 espécies, sendo que quatro não foram identificadas. A espécie com mais ocorrências (oito registros) foi o garapuvu *Schizolobium parahyba* (Fabaceae: Caesalpinioideae), seguido pelo tanheiro *Alchornea triplinervia* (Euphorbiaceae) com três registros. Também registramos um pau-jacaré *Piptadenia gonoacantha* (Fabaceae: Mimosoideae), um camboatá *Guarea* cf. *macrophylla* (Meliaceae) e um palmitheiro *Euterpe edulis* (Arecaceae). Não conseguimos classificar em um menor nível taxonômico três árvores de duas espécies da família Lauraceae e três da família Fabaceae. A circunferência média do tronco de todas as árvores amostradas foi $142,33 \pm 45,02$ cm, com circunferência mínima de 51 cm e máxima de 231 cm.

No interior da floresta, os troncos das árvores apresentaram uma rugosidade mais baixa (sete indivíduos com rugosidade baixa e dois com rugosidade alta), enquanto na borda a distribuição foi similar (sete troncos com baixa rugosidade e oito com alta rugosidade). A intensidade luminosa média foi de 648 lúmens ($dp=\pm 490$), sendo em média mais alta na borda ($697,53 \pm 431,35$) do que no interior da floresta ($565,44 \pm 593,00$).

As espécies de líquens não co-ocorreram de maneira aleatória nas amostras (Figura 3), uma vez que o desvio padrão da co-ocorrência observada foi maior do que o esperado ao acaso (Figura 4) (índices de similaridade de Sorensen, DP observado=0,236; 95% IC=0,150 – 0,207). Encontramos quatro grupos de espécies de líquens que co-ocorreram mais entre si (Figuras 3 e 5), indicado pela modularidade mais alta do que o esperado ao acaso ($Q=0,594$; IC 95%=0,378-0,543; Figura 6). A formação desses grupos não teve relação clara com o morfotipo (crostoso ou folioso; Figura 5). Esse padrão também não foi explicado pelas variáveis abióticas medidas. O teste de Mantel não indicou correlação significativa entre similaridade de amostras com relação à composição de espécies de líquens e rugosidade do tronco da árvore ($r=-0,011$; $p=0,62$), nem entre similaridade de amostras e intensidade luminosa ($r=-0,031$; $p=0,61$).

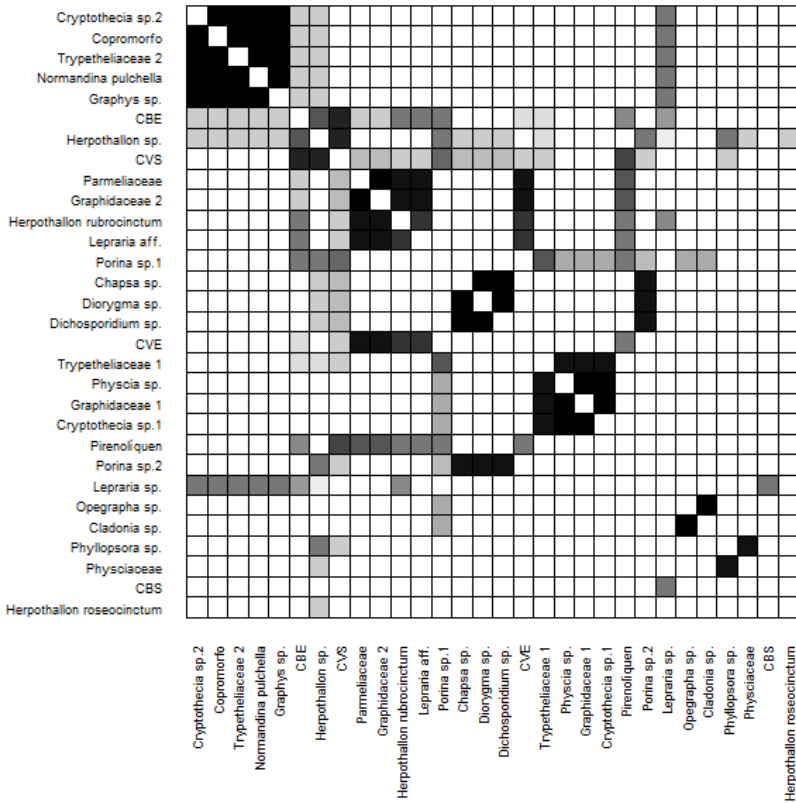


Figura 3. Co-ocorrência não aleatória de líquens em troncos de árvores amostradas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa: Similaridade de Sorensen para espécies de líquens amostrados em quadrantes de 0,25 x 0,25 m² (células brancas indicam ausência; quanto mais escura a célula, maior frequência de co-ocorrência).

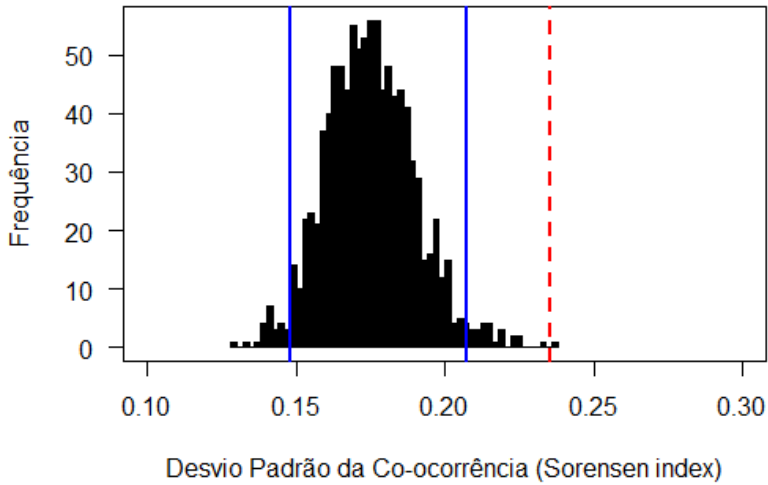


Figura 4. Valor empírico do desvio padrão da co-ocorrência observada (linha tracejada) maior do que o esperado ao acaso (linhas contínuas=95% IC, histograma=distribuição teórica gerada por modelo nulo).

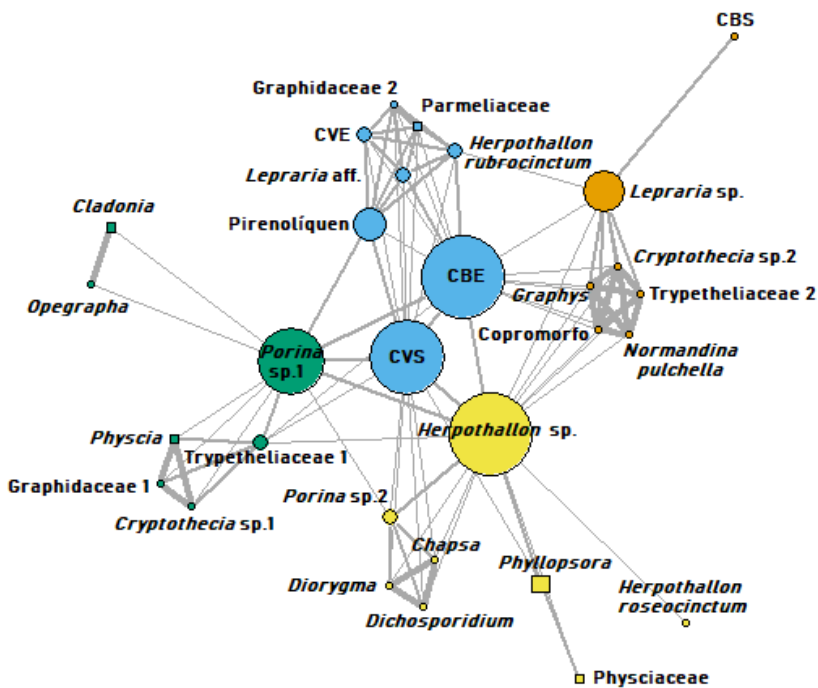


Figura 5. Representação da matriz de co-ocorrência como diagrama de redes (vértices=espécies, tamanho dos vértices=frequência de ocorrência no local, arestas=índice de similaridade em amostras) indicam a formação de quatro grupos (“guildas”) de espécies que co-ocorrem mais frequentemente (cores dos vértices). Os líquens foliosos (vértice quadrado) estiveram igualmente distribuídos entre as guildas.

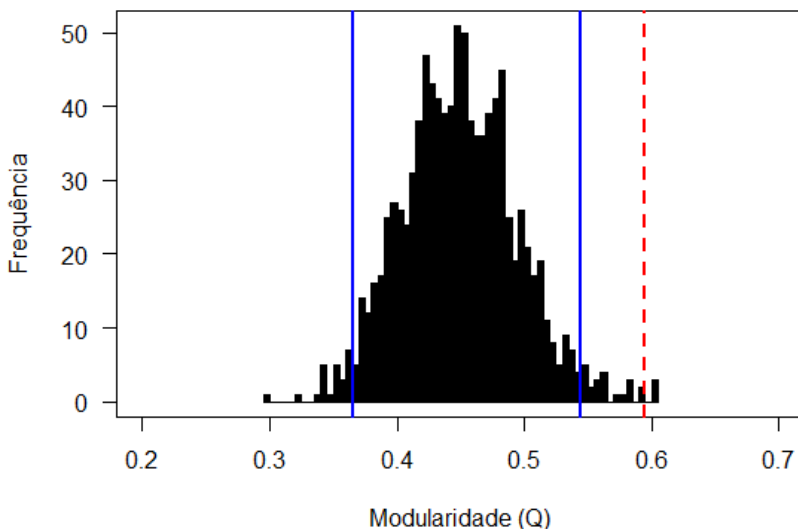


Figura 6. Valor empírico do desvio padrão da modularidade observada (linha tracejada) maior do que o esperado ao acaso (linhas contínuas=95% IC, histograma=distribuição teórica gerada por modelo nulo), validando a divisão em grupos (guildas) de líquens.

Por fim, a média de sub-matrizes “checkerboard” foi maior na borda da trilha (C-score=7,36) do que no interior da floresta (C-score=4,44) (Figura 7). Esse resultado sugere uma maior exclusividade de espécies na borda da trilha e uma maior co-ocorrência de espécies no interior da floresta.

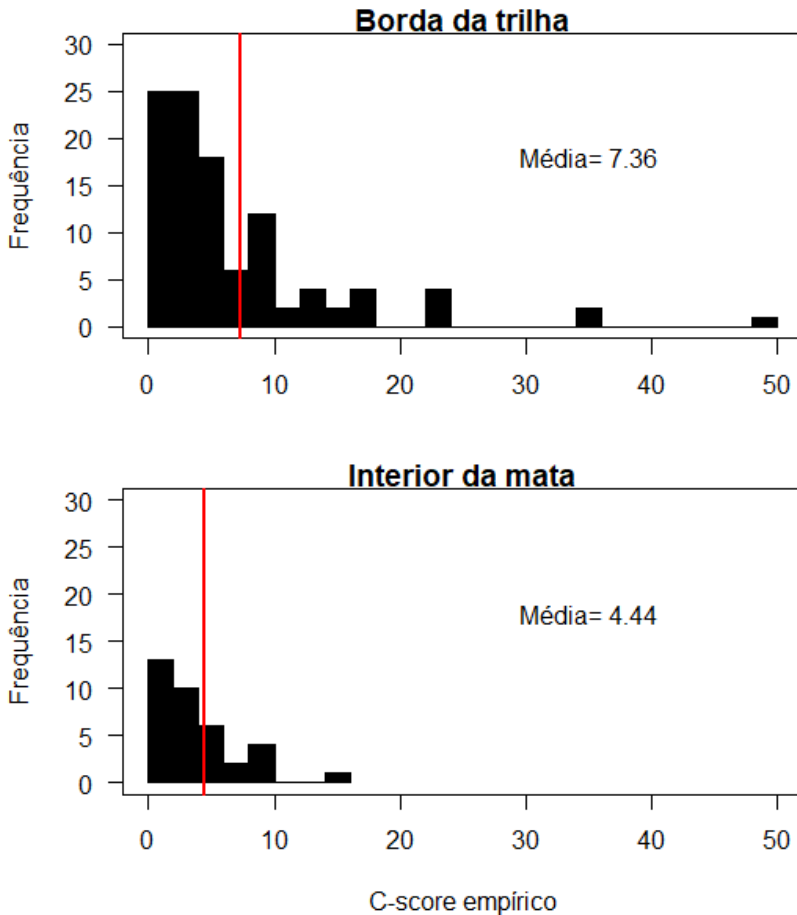


Figura 7. Histograma do número de “checkerboards” em cada ambiente. “C-score” observado em assembleias na borda da trilha (acima) e no interior da floresta (abaixo). A linha contínua indica o “C-score” médio de cada ambiente.

Discussão

Nossos resultados corroboram nossas hipóteses iniciais de que os líquens da área estudada não co-ocorrem ao acaso e que os fatores abióticos não explicam esse padrão. Curiosidade, nossos dados também sugerem que processos agonísticos, como a competição, são mais comuns na borda da trilha do que no interior da mata.

Guildas líquênicas

Encontramos que a distribuição de líquens é caracterizada por quatro agrupamentos — os quais aqui consideramos como guildas. Guildas locais englobam espécies que compartilham recursos e pertenceriam à mesma comunidade (Magurran, 2004). Nesse contexto, pode-se afirmar que as espécies mais frequentes, como *Herpothallon* sp., líquen crostoso verde sorediado (CVS) e líquen crostoso branco estéril (CBE), também teriam maior distribuição nessas guildas, potencialmente co-ocorrendo em agrupamentos distintos.

Observamos que quase todos os líquens foliosos foram encontrados nas áreas da borda da trilha. Renhorn *et al.* (1997) também observaram uma maior presença desses líquens em bordas na mata do que no interior dos fragmentos florestais. Por sua vez, tanto Hale Jr. (1950) quanto Marcelli (1992) encontraram uma relação positiva entre a exposição à luz e a presença de líquens foliosos. Apesar de, em nosso estudo, não ter havido diferença na intensidade luminosa entre as espécies de borda da trilha e as do interior da mata, tal fato pode ter ocorrido devido à medição pontual da luminosidade, não observando as variações diárias e sazonais que possam facilitar a presença de espécies folhosas mais na borda. Há outro fator que também pode gerar esse padrão. Talvez no interior da floresta esses organismos sejam substituídos por outros que tenham um nicho parcialmente sobreposto, como as briófitas, que poderiam estar melhor adaptadas ao ambiente de interior. Pode ser ainda que outros fatores sejam relevantes para a maior frequência de líquens foliosos na borda da floresta, como a influência de fatores abióticos aqui não mensurados.

Co-ocorrência de líquens

O padrão de distribuição de espécies de líquens nas árvores não parece ocorrer ao acaso. Sabe-se que parâmetros abióticos influenciam a distribuição de líquens. Por exemplo, em um trabalho feito comparando áreas de campo antrópico e de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil, a distribuição de líquens em pequena escala espacial foi influenciada pela abertura do dossel, umidade do ar e rugosidade do tronco das árvores (Nunes *et al.*, 2018). Entretanto, os fatores abióticos que mensuramos — luminosidade e rugosidade — parecem não ser determinantes para a distribuição das espécies de líquens na assembleia estudada. Tais resultados, aparentemente discordantes, talvez possam ser explicados pelas diferentes comparações aludidas. Nunes *et al.* (2018) avaliaram ambientes distintos, isto é, assembleias distintas, em que diferentes barreiras de dispersão podem afetar a composição de espécies de cada ambiente (HilleRisLambers *et al.*, 2012). Nosso trabalho discorre sobre os fatores dentro das próprias assembleias que estruturam e condicionam os padrões de ocupação. Nessa escala espacial mais fina, minimizam-se as barreiras de dispersão, bem como grandes diferenças no ambiente que possam ser determinantes para a não co-ocorrência das espécies.

Tínhamos como premissa que a intensidade luminosa seria maior na borda da trilha do que no interior da floresta. Entretanto, isto não foi observado, provavelmente devido à abertura de clareiras determinísticas associadas à ocorrência de espécies de árvores caducifólias abundantes (Gandolfi *et al.*, 2007), como *S. parahyba*, bem como ao estágio de médio regeneração do fragmento florestal estudado, o que confere uma maior abertura do dossel. Como consequência, há maior intensidade luminosa também em áreas mais afastadas da borda da trilha. Encontramos uma grande variação de luminosidade independentemente do local amostrado, não havendo um gradiente bem marcado em relação à luz. Nossos dados também não sugerem que uma maior intensidade luminosa favoreceria o estabelecimento de mais espécies de líquens. No entanto, vale ressaltar que uma avaliação mais fidedigna na intensidade de luz requer dados coletados em uma escala de tempo maior, visto que a nossa amostragem foi pontual e realizada apenas uma vez durante um dia, podendo não refletir a intensidade luminosa real de cada amostra.

O papel das interações bióticas

Nossos resultados sugerem que, numa escala local mais fina, fatores físicos não são os únicos determinantes da distribuição de líquens, reforçando a importância das relações ecológicas interespecíficas para a determinação de padrões de co-ocorrência de espécies (Brooker *et al.*, 2008; Heino, 2009; Belinchón *et al.*, 2012). De fato, quando comparamos a exclusividade de espécies de líquens entre os ambientes de borda da trilha e interior da floresta, encontramos maior exclusividade (ou seja, maior “C-score”) na borda que no interior.

O “C-score” dá-nos uma ideia sobre a segregação das espécies, quando há menos co-ocorrências, e a agregação destas, com maior co-ocorrências, sendo útil para distinguir entre processos de facilitação e competição (Gotelli, 2000; Belinchón *et al.*, 2012). Assim, é esperado que assembleias com maior “C-score”, ou seja, maior número de espécies exclusivas entre amostras, tenham menor número de combinações entre essas espécies, implicando em uma prevalência da competição (Gotelli, 2000; Gotelli & Ellison, 2002). Se a facilitação for prevalente, haverá maior co-ocorrência resultando em menor “C-score” (Gotelli, 2000; Belinchón *et al.*, 2012).

Com base nos resultados, postulamos que as espécies de líquens co-ocorreram com maior frequência no interior da floresta, sugerindo que processos de facilitação ou tolerância sejam maiores nesses ambientes (Bertness & Callaway, 1994). Deve ser levado em consideração, igualmente, que a frequência de pareamento entre as espécies do interior da floresta foi menor do que na borda da trilha, o que pode levar a um erro associado maior, de forma que uma amostra maior pode levar a corroborar ou mesmo eventualmente refutar essas observações.

Cabe relacionar os resultados aqui obtidos com a Hipótese do Gradiente de Estresse (Bertness & Callaway, 1994). De acordo com ela, em locais com maior estresse haveria maior presença de processos como a facilitação, em detrimento de processos como competição. Os valores de “C-score” mais baixos obtidos no interior da floresta, portanto, são sugestivos justamente de processos de facilitação, evidenciados pela maior co-ocorrência de espécies. De acordo com essa hipótese, portanto, infere-se pelos dados obtidos que o interior da floresta seria um ambiente mais estressante

para a assembleia liquênica, ao passo que a borda da trilha seria um ambiente menos estressante e onde a exclusão competitiva é possivelmente mais frequente. Curiosamente, Belinchón *et al.* (2012) obtiveram resultados opostos, com menor co-ocorrência de espécies no interior da floresta e sem evidência de facilitação nesse ambiente. D'Amen *et al.* (2018), estudando assembleias liquênicas nos Alpes suíços, também encontraram alguns resultados que divergem com os do presente estudo. Eles observaram que a maioria dos pares de espécies em um gradiente altitudinal estava associada randomicamente e que a maior parte das associações não randômicas estava associada a filtros ambientais ou a barreiras de dispersão. Caberá a trabalhos posteriores a mensuração mais precisa de quais seriam os fatores que melhor designariam ambientes estressantes para este grupo taxonômico e quais as interações bióticas prevalentes para cada ambiente, bem como em que condições a co-ocorrência não é ao acaso. No entanto, especulamos que tais interações bióticas — facilitação e competição — atuem na estruturação da ocorrência conjunta de diferentes espécies de líquens nos ambientes.

Conclusão

A distribuição e co-ocorrência das espécies de líquens aqui estudados não está estruturada ao acaso. Observou-se menor co-ocorrência de espécies na borda da floresta em relação ao seu interior e a formação de quatro potenciais guildas. Não foi observada influência dos fatores abióticos avaliados (luminosidade e rugosidade dos troncos) para explicar esse padrão, sugerindo que fatores bióticos, como interações ecológicas positivas e negativas entre líquens, influenciam a estruturação da assembleia liquênica associada a vegetação arbórea na Floresta Ombrófila Densa.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória e à Univil, por darem as condições para que esse estudo pudesse ser conduzido, em especial ao professor Cláudio Türeck. Agradecemos também ao

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina. Somos gratos a todos os colegas do curso de Ecologia de Campo 2018, bem como aos professores, pós-doutorandos e todas as pessoas que estiveram envolvidas direta e indiretamente em nossa estadia em São Francisco do Sul. FFP agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado (Processo 133320/2018-9) e ao Prof. Dr. Carlos Frederico Deluqui Gurgel, pelo aceite como orientador. MSC e BMV agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001, pelas bolsas de estudo.

Referências

- Belinchón R., Martínez I., Aragón G. & Escudero A. (2012) Lichen species co-occurrence patterns along an edge-interior Mediterranean forest gradient. *Acta Oecologica*, **43**, 150–157.
- Benítez Á., Prieto M., González Y. & Aragón G. (2012) Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of The Total Environment*, **441**, 169–175.
- Bertness M.D. & Callaway R. (1994) Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*, **9**, 191–193.
- Bjornstad O.N. (2018) ncf: Spatial Covariance Functions. R package version 1.2-6.
- Boccaletti S., Latora V., Moreno Y., Chavez M. & Hwang D.-U. (2006) Complex networks: Structure and dynamics. *Physics Reports*, **424**, 175–308.
- Brodo I.M. (1973) Substrate Ecology. *The lichens* (ed. M.E. Ahmadjian, V.; Hale). New York: Academic Press. pp. 401–441.
- Brooker R.W., Maestre F.T., Callaway R.M., Lortie C.L., Cavieres L.A., Kunstler G., Liancourt P., Tielbörger K., Travis J.M.J., Anthelme F., Armas C., Coll L., Corcket E., Delzon S., Forey E., Kokvidze Z., Olofsson J., Pugnaire F., Quiroz C.L., Saccone P., Schifffers K., Seifan M., Touzard B. & Michalet R. (2008) Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, **96**, 18–34.

- Callaway R.M. (2010) *Positive interactions and interdependence in plant communities*. Springer.
- Connor E.F. & Simberloff D. (1979) The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology*, **60**, 1132.
- Csardi G. & Nepusz T. (2006) The igraph software package for complex network research. *InterJournal, Complex Systems*: 1695.
- D'Amen M., Mod H.K., Gotelli N.J. & Guisan A. (2018) Disentangling biotic interactions, environmental filters, and dispersal limitation as drivers of species co-occurrence. *Ecography*, **41**, 1233–1244.
- Diamond J.M. (1975) The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, **7**, 129–146.
- Dormann C.F., Frund J., Bluthgen N. & Gruber B. (2009) Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. *The Open Ecology Journal*, **2**, 7–24.
- Dray S. & Dufour A.-B. (2007) The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22**, 1–20.
- Esseen P.A. & Renhorn K.E. (1998) Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology*, **12**, 1307–1317.
- Gandolfi S., Joly C.A. & Rodrigues R.R. (2007) Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola*, **64**, 433–438.
- Gauslaa Y. (2014) Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist*, **46**, 1–16.
- Gotelli N.J. (2000) Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, **81**, 2606–2621.
- Gotelli N.J. & Ellison A.M. (2002) Assembly rules for New England ant assemblages. *Oikos*, **99**, 591–599.
- Gotelli N.J. & Graves G.R. (1996) *Null models in ecology*. Smithsonian Institution.

- Grime J.P. (1997) Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science*, **277**, 1260–1261.
- Hale Jr. M. (1950) The Lichens of Aton Forest, Connecticut. *Bryologist*, **53**, 181–213.
- Hanski I. (2008) Spatial patterns of coexistence of competing species in patchy habitat. *Theoretical Ecology*, **1**, 29–43.
- Hawksworth D.L. & Hill D.J. (1984) *The lichen-forming fungi*. Blackie.
- Heino J. (2009) Species co-occurrence, nestedness and guild-environment relationships in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, **54**, 1947–1959.
- HilleRisLambers J., Adler P., Harpole W., Levine J. & Mayfield M. (2012) Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **43**, 227–248.
- Johansson P. (2008) Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation*, **141**, 1933–1944.
- Keddy P.A. (1989) Effects of competition from shrubs on herbaceous wetland plants: a 4-year field experiment. *Canadian Journal of Botany*, **67**, 708–716.
- Maestre F.T., Escolar C., Martínez I. & Escudero A. (2008) Are soil lichen communities structured by biotic interactions? A null model analysis. *Journal of Vegetation Science*, **19**, 261–266.
- Maestre F.T., Martínez I., Escolar C. & Escudero A. (2009) On the relationship between abiotic stress and co-occurrence patterns: an assessment at the community level using soil lichen communities and multiple stress gradients. *Oikos*, **118**, 1015–1022.
- Magurran A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford. Blackwell Science Ltd, Marcelli M.P. (1992) Ecologia líquênica nos manguezais do Sul-Sudeste Brasileiro. *Bibliotheca Lichenologica*, **47**, 1–310.
- Martínez I., Escudero A., Maestre F.T., Cruz A. de la, Guerrero C. & Rubio A. (2006) Small-scale patterns of abundance of mosses and lichens forming biological soil crusts in two semi-arid gypsum environments. *Australian Journal of Botany*, **54**, 339.

- Nascimbene J., Marini L., Motta R. & Nimis P.L. (2009) Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, **18**, 1509–1522.
- Nash T.H. (2008) *Lichen Biology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Newman M.E.J. (2006) Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**, 8577–8582.
- Nunes L., Costa G.B. & Dechoum M.S. (2018) Distribuição espacial de líquens cortícolas associados a *Araucaria angustifolia* em uma Floresta Ombrófila Mista. *Ecologia de campo: Ambientes costeiros e montanos* (ed. E.L.H. Hayata, M. A., Nunes, L., da Silva, A. L. L., Silveira, T. C. L., Giehl). Florianópolis: PPG Ecologia 2017 UFSC.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2018) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2.
- Pennisi E. (2016) A lichen ménage à trois. *Science*, **353**, 337–337.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renhorn K.E., Esseen P.A., Palmqvist K. & Sundberg B. (1997) Growth and vitality of epiphytic lichens. *Oecologia*, **109**, 1–9.
- Rheault H., Drapeau P., Bergeron Y. & Esseen P.-A. (2003) Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research*, **33**, 23–32.
- Smouse P.E., Long J.C. & Sokal R.R. (1986) Multiple Regression and Correlation Extensions of the Mantel Test of Matrix Correspondence. *Systematic Zoology*, **35**, 627.
- Spribille T., Tuovinen V., Resl P., Vanderpool D., Wolinski H., Aime M.C., Schneider K., Stabentheiner E., Toome-Heller M., Thor G., Mayrhofer H., Johannesson H. & McCutcheon J.P. (2016) Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, **353**, 488–92.

- Stone L. & Roberts A. (1990) The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, **85**, 74–79.
- Weiher E. & Keddy P. (1990) Assembly rules as general constraints on community composition. *Ecological assembly rules: Perspectives, advances, retreats* (ed. P. Weiher, E.; Keddy). Cambridge. Cambridge University Press. pp. 251–271.

Distribuição da comunidade de líquens folícolas ao longo de um gradiente altitudinal na mata Atlântica

Azevedo, E.Z.; Clivatti, T.R.O.S.; Pierry, J.C.; Barbieri, C.B.; Gumboski, E.L.

Introdução

Os líquens são organismos simbióticos compostos majoritariamente por uma porção micobionte (fungos) e uma porção fotobionte (fotossintetizantes), a qual é representada geralmente por algas verdes ou cianobactérias (Nash, 2008). Nessa associação mutualística, encontram-se os organismos simbiontes mais bem-sucedidos, que podem ocorrer em todos os habitats terrestres devido às suas peculiaridades fisiológicas e anatômicas (Firdous *et al.*, 2017). Essa associação única evoluiu como uma adaptação à uma variedade de microhabitats de condições microclimáticas extremas não favoráveis para fungos ou algas de forma isolada (Negi & Upreti, 2000). São conhecidas atualmente cerca de 25.000 espécies de líquens ao redor do globo (Chapman, 2009). Líquens são considerados colonizadores pioneiros dos habitats terrestres, com uma ampla distribuição desde o Ártico até as regiões tropicais e com uma ocorrência em ampla variedade de altitude (Firdous *et al.*, 2017).

Um dos grandes desafios dos estudos ecológicos é buscar padrões de riqueza ao longo de determinados gradientes (Rahbek, 1997; Wangda & Ohsawa, 2006). Gradientes de altitude envolvem alterações nas condições de precipitação e de temperatura (Wang *et al.*, 2003). Calor e a umidade são duas variáveis que afetam diretamente a distribuição e a diversidade dos líquens (Sheard & Jonesen, 1974; Uliczka & Angelstam, 1999), sendo assim bitat interesse na influência do gradiente de

altitude nesses organismos (Wolf, 1993; Arseneau *et al.*, 1997; Pentecost, 1998; Negi & Upreti, 2000; Pintado *et al.*, 2001).

Nesse sentido, esse estudo busca avaliar o efeito do gradiente de altitude na composição das assembleias de líquens foliícolas presentes em *Psychotria nuda* (Cham. & Schltdl.) Wawra (Rubiaceae) presente em um remanescente florestal de Mata Atlântica em São Francisco do Sul.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado no interior e no entorno do CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental. O local é de encosta com remanescente de Mata Atlântica. Foram estabelecidas previamente cinco áreas de coleta de dados em um gradiente de altitude (Figura 1) que foi obtida através do aplicativo Handy GPS (Tabela 1).

Tabela 1. Disposição das áreas de estudo em um gradiente de altitude.

Área	Altitude	Localização
Área 1	30m	Lat: 26° 13' 33"S e Long: 48° 40' 02"O
Área 2	60m	Lat: 26° 13' 25"S e Long: 48° 41' 09"O
Área 3	90m	Lat: 26° 13' 22"S e Long: 48° 41' 15" O
Área 4	120m	Lat: 26° 13' 14"S e Long: 48° 41' 19" O
Área 5	150m	Lat: 26° 13' 17"S e Long: 48° 41' 17" O



Figura 1. Esquema representativo das áreas amostradas em diferentes altitudes.

Coleta de dados

Em cada área amostral foram selecionados aleatoriamente cinco indivíduos da espécie *Psychotria nuda* de até 2,5m de altura. A escolha de coleta em uma única espécie vegetal é uma estratégia metodológica para evitar o efeito da diversidade vegetal sobre a diversidade de líquens. Em cada indivíduo foram coletadas cinco folhas. A escolha das folhas foi através da estimativa visual dos pesquisadores de modo a maximizar a variedade de táxons de líquens. As amostras foram armazenadas em sacos de papel devidamente identificados. O material foi triado no CEPAS e um especialista identificou a presença dos táxons com o auxílio da lupa e dos guias de espécies: Lücking (2008) e Caceres (2007).

Análises dos dados

A diversidade beta entre as comunidades de líquens foi descrita a partir de análise de partição de diversidade com o intuito de avaliar a presença de aninhamento e/ou substituição nas comunidades ao longo do gradiente de altitude. As curvas de rarefação foram feitas para avaliação de esforço amostral e comparação de riquezas

entre as áreas amostradas. A análise de agrupamento foi realizada com uma PCOA e testada através dos testes PERMANOVA e PERMATEST. Para análise de composição das espécies foi realizado um gráfico de padrão de presença e ausência para inferir substituição ou aninhamento das mesmas. As análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2018), com suporte dos pacotes betapart (Baselga *et al.*, 2018), vegan (Oksanen *et al.*, 2018), metacom (Dallas, 2018) e iNEXT (Hsieh *et al.*, 2019).

Resultados

Foram encontrados um total de 96 táxons de líquens, distribuídos entre os 5 pontos amostrados. Os táxons estavam distribuídos de acordo com o gradiente altitudinal, sendo 38 táxons amostrados no gradiente de 30 metros, 32 táxons no gradiente de 60 metros, 36 táxons no gradiente de para 90 metros, 47 táxons no gradiente de 120 metros e 26 táxons no gradiente de 150 metros (Figura 2; Tabela 2).

Foram calculadas as médias de riqueza de líquens por folhas de cada indivíduo em cada área amostrada para observar se a variação de espécies poderia estar relacionada às árvores e não ao ambiente. Isso não foi observado, pois os valores de riqueza seguiram o mesmo padrão encontrado por área amostrada (Figura 3).

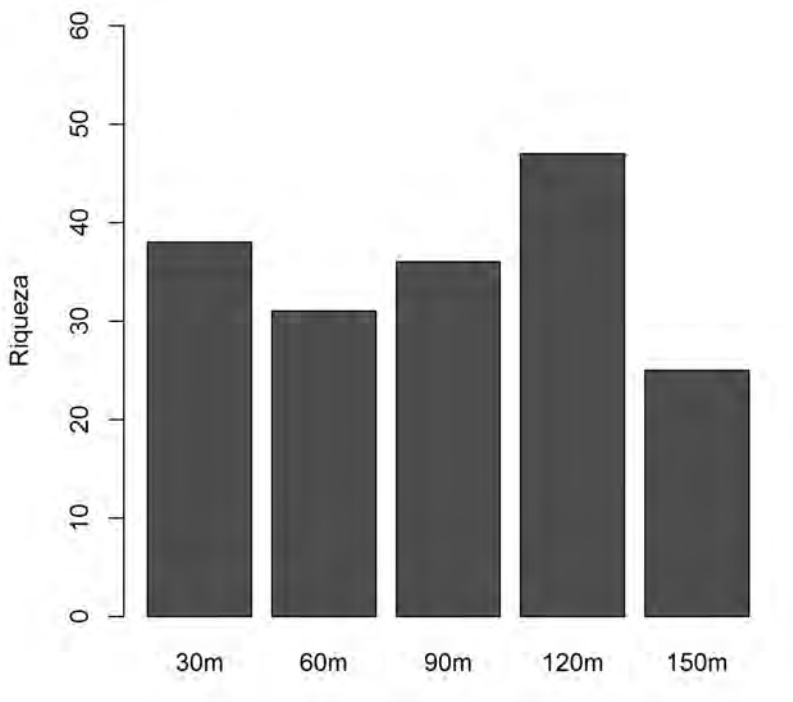


Figura 2. Riqueza de líquens foliícolas nas diferentes altitudes amostradas.

As áreas amostradas apresentaram um total de 49 morfoespécies exclusivas. A área amostrada a 120 metros foi o local que apresentou a maior diversidade de morfoespécies únicas, sendo registradas 10 morfoespécies. As demais áreas apresentaram: 12 morfoespécies no gradiente de 30 metros, 06 morfoespécies no gradiente de 60 metros, 5 morfoespécies no gradiente de 90 metros e 08 morfoespécies no gradiente de 150 metros de altitude (Tabela 2).

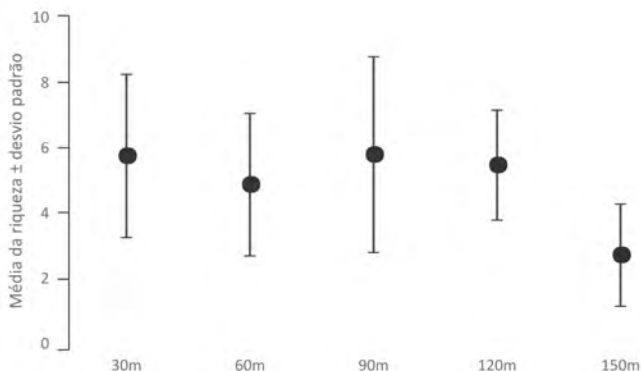


Figura 3. Gráfico da média \pm desvio padrão das riquezas de líquens foliícolas por folha em cada altitude.

Tabela 2. Relação de número de táxons e número de táxons exclusivos encontrados em cada área amostrada.

	30 m	60 m	90 m	120 m	150 m
Altitude	30	60	90	120	150
Nº táxon	38	32	36	47	26
Nº táxon exclusivo	12	6	5	18	8

Os táxons comuns a todas as parcelas foram 6, sendo eles: *Echinoplaca* sp. 1, *Pireno* sp. 6, *Porina* branca, *Porina* castanha, *Porina* sp. 2 e *Trichothelium* sp. 1 (Figura 4). Em todas as parcelas amostradas, a morfoespécie mais ocorrente nas foi a *Porina* sp. 2, com 83 ocorrências.

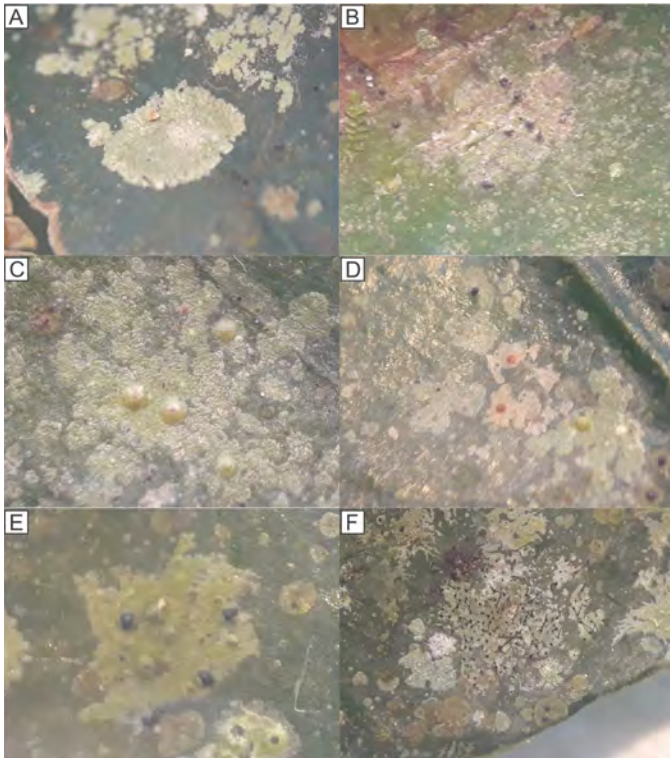


Figura 4. Imagem de lupa de exemplares de A) *Echinoplaca* sp. 1, B) *Pireno* sp. 6, C) *Porina* branca, D) *Porina* castanha, E) *Porina* sp. 2 e F) *Trichothelium* sp. 1 coletados na amostragem.

Os resultados do cálculo de dissimilaridade de Simpson mostraram uma maior dissimilaridade entre as áreas de menor altitude (30 m, 60 m e 90 m) com as de maior altitude (120 m e 150 m) (Tabela 3). Para a análise de aninhamento, os valores apontaram pouca perda de espécies entre as áreas, sendo que o mais significativo foi entre 120 m e 150 m (0,199) (Tabela 3). Já a substituição de espécies foi mais presente, entre as áreas de menor com as áreas de maior altitude (Tabela 3; Figura 5).

Tabela 3. Índice de dissimilaridade de Simpson, aninhamento e substituição de espécies entre os pontos amostrados.

Dissimilaridade de Simpson				
	30 m	60 m	90 m	120 m
60 m	0.3750000			
90 m	0.4166667	0.4062500		
120 m	0.6842105	0.5937500	0.5277778	
150 m	0.6923077	0.7307692	0.6923077	0.3076923
Aninhamento				
	30 m	60 m	90 m	120 m
60 m	0.05357143			
90 m	0.01576577	0.03492647		
120 m	0.03343653	0.07713608	0.06258367	
150 m	0.05769231	0.02785146	0.04962779	0.19915701
Substituição				
	30 m	60 m	90 m	120 m
60 m	0.4285714			
90 m	0.4324324	0.4411765		
120 m	0.7176471	0.6708861	0.5903614	
150 m	0.7500000	0.7586207	0.7419355	0.5068493

Espécies

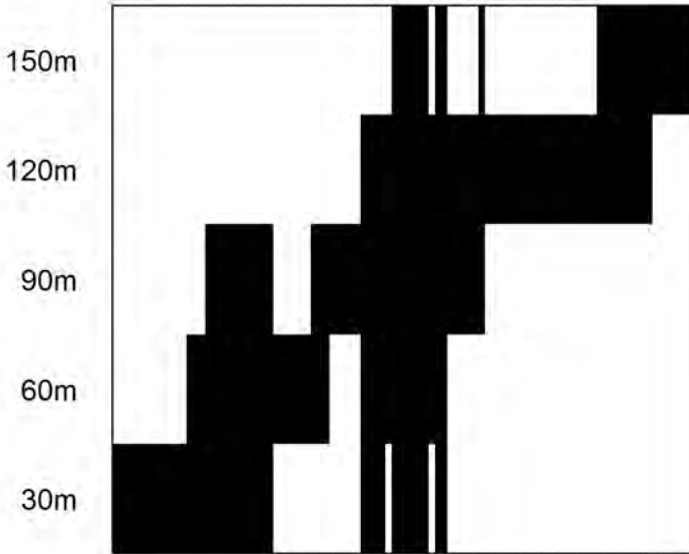


Figura 5. Gráfico de presença e ausência de táxons de líquens nas diferentes altitudes amostradas. O eixo horizontal com o nome dos táxons foi omitido. O gráfico mostra padrões de substituição e/ou aninhamento de espécies (preto=presença da espécie) ao longo do gradiente de altitude estudado.

Para melhor observação do padrão de ocorrência entre as áreas amostradas, foi realizada uma análise de PCOA (Figura 6), onde a maior semelhança ocorre entre dois grupos: as áreas de 30m, 60m e 90m de altitude e as de 120m e 150m (PERMANOVA: $F=4,5839$; $p<0,01$ e PERMATEST: $F=1.8181$, $p=0.168$).

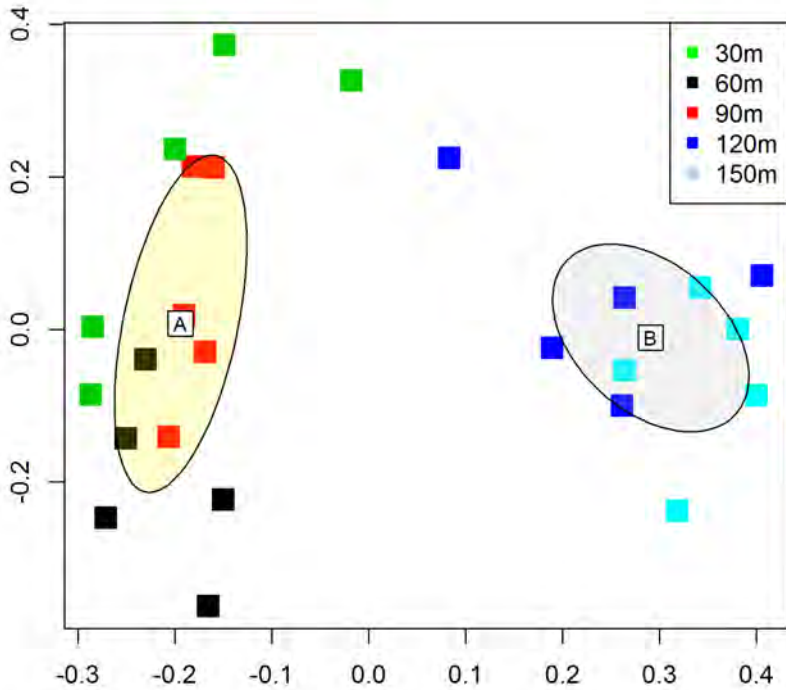


Figura 6. Análise de ordenamento (PCOA) dos indivíduos.

Os cálculos para as curvas de rarefação de diversidade e cobertura das amostras, demonstrou que as áreas não diferem entre si e que um maior esforço amostral seria necessário para cobrir melhor os táxons (Figura 7). A riqueza das áreas foi apresentada numa curva bem inclinada, evidenciando que ainda existem vários táxons não coletados.

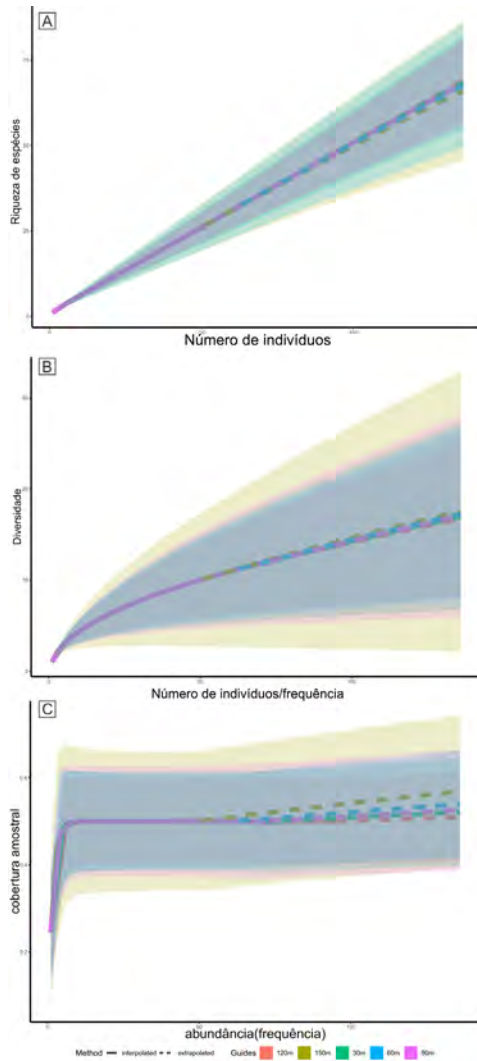


Figura 7. Curvas de rarefação: A) riqueza de espécies, B) diversidade e C) cobertura da amostra das áreas amostradas.

Discussão

A partir dos dados coletados e analisados ficou evidente que há uma variação na composição das espécies nas assembleias de líquens foliícolas ao longo do gradiente de altitude no remanescente florestal de Mata Atlântica em São Francisco do Sul, o que corrobora nossa hipótese. A variação é melhor explicada pela substituição de espécies (Turnover) do que pelo aninhamento, com 29 espécies que ocorrem apenas em uma das altitudes amostradas. Existem poucos trabalhos relacionando o gradiente de altitude com a composição de líquens foliícolas e nenhum deles foi realizado no Brasil (Nowak & Winkler, 1970; Sipman, 1991; Greber, 1997). Estes estudos apontam uma diminuição da diversidade desses líquens conforme a altitude aumenta, com exceção de táxons especializados (Sipman & Harris, 1989; Sipman, 1992; Aptroot, 1997; Zotz, 1999).

Para líquens não foliícolas, estudos já demonstraram uma variação na comunidade e relacionaram a variação da altitude, com a maior diversidade de espécies nas áreas de altitude média em relação aos extremos do gradiente (Pinokiyo *et al.*, 2008). Entretanto, a escala altitudinal utilizada pelos autores (400 a 2700m) é muito superior a analisada neste estudo (30 a 150m), com o ponto de maior diversidade encontrado por eles ultrapassando nosso maior valor de altitude, sem considerar ainda a diversidade ambiental e de espécies liquênicas. Possivelmente, nossos resultados representam o início da curva de diversidade encontrada no trabalho de Pinokiyo *et al.* (2008).

Encontramos como resultado uma alta riqueza de espécies/morfotipos (n=96) nas coletas em apenas um tipo de forófito em comparação com o obtido em trabalhos previamente publicados com amostragens em diferentes forófitos (Lucking, 1999), o que certamente contribui com pesquisas na Liquenologia. Por outro lado, nossos valores para riqueza foram subestimados por uma baixa cobertura amostral. Essa diferença nas riquezas entre os trabalhos pode estar relacionada a diferentes fatores, como o nível de distúrbio de causa antrópica bem como as características dos ecossistemas estudados. Os efeitos antrópicos podem ser indiretos, atingindo primariamente a estrutura da vegetação e conseqüentemente alterando a

comunidade de líquens (Will-Wolf *et al.*, 2002; Wolseley *et al.*, 2006). Em relação às características do ecossistema, a diversidade de líquens pode estar diretamente relacionada à qualidade do ambiente que se encontra e seus fatores ecológicos como variações de microclima, luminosidade, água e nutrientes, podem influenciar a distribuição e diversidade de espécies de líquens (Jonsson & Jonsell, 1999; Brunialti & Giordani, 2003).

Considerações finais

Concluimos, portanto, que ocorre uma substituição na comunidade líquênica ao longo do gradiente de altitude estudado. A alta riqueza de morfoespécies encontrada (comparada à de estudos pretéritos) com uma baixa cobertura amostral sugere um forte potencial da região para estudos futuros.

Agradecimentos

Agradecemos pela oportunidade de participar do Curso de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, bem como ao CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental, na figura do prof. Cláudio, pela disponibilidade de estadia, infraestrutura e área de estudo. Gratidão aos professores, pós-docs e colegas do curso pelas sugestões e ajuda. Agradecemos também a preciosa colaboração do professor Emerson Luiz Gumboski na identificação dos líquens. Só assim foi possível elaborar o artigo e o material "Memo liquen" (Anexo IV).

Referências

- Aptroot A. (1997) *Lichens and lichenicolous fungi from New Guinea*. J. Cramer.
- Arseneau M.-J., Sirois L. & Ouellet J.-P. (1997) Effects of altitude and tree height on the distribution and biomass of fruticose arboreal lichens in an old growth balsam fir forest. *Écoscience*, **4**, 206–213.

- Baselga A., Orme D., Villegger S., De Bortoli J. & Leprieur F. (2018) betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.5.1.
- Brunialti G. & Giordani P. (2003) Variability of lichen diversity in a climatically heterogeneous area (Liguria, NW Italy). *The Lichenologist*, **35**, 55–69.
- Caceres M.E. da S. (2007) *Corticolous crustose and microfoliose lichens of Northeastern Brazil*. IHW-Verlag.
- Chapman A. (2009) *Numbers of living species in Australia and the world. A Report for the Australian Biological Resources Study*. Toowoomba, Australia: Australian Biodiversity Information Services.
- Dallas T. (2018) metacom: Analysis of the 'Elements of Metacommunity Structure'. R package version 1.5.1.
- Firdous S., Khan S., Dar M., Shaheen H., Habib T. & Ullah T. (2017) Diversity and distribution of lichens in different ecological zones of western himalayas Pakistan. *Bangladesh Journal of Botany*, **46**, 805–811.
- Greber M. (1997) *Blattbewohnende Flechten in einem Bergregenwald in Costa Rica, Mittelamerika*. Ulm: Universitt Ulm.
- Hsieh T., Ma K. & Chao A. (2019) iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.19.
- Jonsson B.G. & Jonsell M. (1999) Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation*, **8**, 1417–1433.
- Lucking R. (1999) Ecology of Foliicolous Lichens at the “Botarrama” Trail (Costa Rica), a Neotropical Rain Forest. I. Species Composition and its Ecogeographical Implications1. *Biotropica*, **31**, 553–564.
- Lücking R. (2008) *Foliicolous lichenized fungi*. Nova York: New York Botanical Garden Press.
- Nash T.H. (2008) *Lichen Biology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Negi H.R. & Upreti D.K. (2000) Species diversity and relative abundance of lichens in Rumbak catchment of Hemis National Park in Ladakh. *Current Science*, **78**, 1105–1112.

- Nowak R. & Winkler S. (1970) Foliicole Flechten der Sierra Nevada de Santa Marta (Kolumbien) und ihre gegenseitigen Beziehungen. *Österreichische Botanische Zeitschrift*, **118**, 456–485.
- Oksanen J., Blanchet F., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P., O'Hara R., Simpson G., Solymos P., Stevens M., Szoecs E. & Wagner H. (2018) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2.
- Pentecost A. (1998) Some Observations on the Biomass and Distribution of Cryptogamic Epiphytes in the Upper Montane Forest of the Rwenzori Mountains, Uganda. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **7**, 273-284.
- Pinokiyo A., Singh K.P. & Singh J.S. (2008) Diversity and distribution of lichens in relation to altitude within a protected biodiversity hot spot, north-east India. *The Lichenologist*, **40**, 47–62.
- Pintado A., Sancho L. & Valladares F. (2001) The influence of microclimate on the composition of lichen communities along an altitudinal gradient in the maritime Antarctic. *Symbiosis*, **31**, 69–84.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahbek C. (1997) The Relationship Among Area, Elevation, And Regional Species Richness In Neotropical Birds. *The American Naturalist*, **149**, 875–902.
- Sheard J.W. & Jonesen M.E. (1974) A multivariate analysis of the distribution of lichens on *Populus lemulooides* in West-Central Canada. *Bryologist*, **77**, 514–530.
- Sipman H. (1991) Notes on the lichen flora of the Guianas, a neotropical lowland area. *Tropical lichens: Their systematics, conservation, and ecology* (ed. D. Galloway). Oxford University Press.
- Sipman H. (1992) The origin of the lichen flora of the Colombian páramos. *Páramo, an andean ecosystem under human influence* (ed. J. Balslev, H.; Luteyn). Academic Press.
- Sipman H. & Harris R. (1989) Lichens. *Tropical rainforest ecosystems biogeographical and ecological studies* (ed. M. Lieth, H.; Werger), Elsevier.

- Uliczka H. & Angelstam P. (1999) Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography*, **22**, 396–405.
- Wang G., Zhou G., Yang L. & Li Z. (2003) Distribution, species diversity and life-form spectra of plant communities along an altitudinal gradient in the northern slopes of Qilianshan Mountains, Gansu, China. *Plant Ecology*, **165**, 169–181.
- Wangda P. & Ohsawa M. (2006) Gradational Forest Change along the Climatically Dry Valley Slopes of Bhutan in the Midst of Humid Eastern Himalaya. *Plant Ecology*, **186**, 109–128.
- Will-Wolf S., Esseen P. & Neitlich P. (2002) Monitoring biodiversity and ecosystem function: forests. *Monitoring with lichens—monitoring lichens* (ed. P. Nimis, P.L.; Scheidegger, C.; Wolseley), Kluwer, Dordrecht.
- Wolf J.H.D. (1993) Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **80**, 928–960.
- Wolseley P., Stofer S., Mitchell R., Truscott A., Vanbergen A., Chimonides J. & Scheidegger C. (2006) Variation of lichen communities with land use in Aberdeenshire, UK. *The Lichenologist*, **38**, 307–322.
- Zotz G. (1999) Altitudinal changes in diversity and abundance of non-vascular epiphytes in the tropics: an ecophysiological explanation. *Selbyana*, **20**, 256–360.

Demandas conflitantes e competição intraespecífica em juvenis de *Clidemia urceolata* DC.

Dalpiaç, F.L.; Wuerges, M.; Danielski, S.; Mora-Rave, J. S.; Giehl, E.L.H.

Introdução

As plantas distribuem os recursos internos de diferentes maneiras em estruturas aéreas e subterrâneas ao longo de seu processo de crescimento (Weiner, 2004). Porém, normalmente nutrientes e fotossintatos são limitados, resultando em demandas conflitantes no uso desses na produção de diferentes estruturas dos organismos. A alocação diferenciada dos recursos internos pode ser influenciada por diferenças genéticas, condições ambientais, erros de desenvolvimento e competição (Gurevitch *et al.*, 2009).

A competição é um processo importante que afeta as comunidades e populações de plantas (Berger *et al.*, 2008). Em florestas tropicais, a competição intraespecífica atua como um mecanismo para explicar alta diversidade já que os indivíduos que estão rodeados por coespecíficos apresentam menor crescimento e sobrevivência (Comita *et al.*, 2010). Isso acontece porque plantas da mesma espécie apresentam uma forte sobreposição de nicho, utilizando os recursos ambientais de forma muito similar (Comita *et al.*, 2010; Reis, 2016). Assim, o aumento do adensamento pode gerar um padrão de denso-dependência negativa, onde a probabilidade de sobrevivência diminui com o aumento da abundância dentro de uma população (Comita *et al.*, 2010). A denso-dependência negativa pode diminuir especialmente a

sobrevivência de plântulas e juvenis como resultado da competição intraespecífica (Comita *et al.*, 2010).

Sob competição intensa por luz, as plantas podem concentrar a alocação dos recursos internos para produzir partes aéreas para maximizar a absorção da energia luminosa (Augspurger, 1984; Reis, 2016). Dessa forma, haveria aumento da biomassa das folhas ou do caule para elevação das folhas, resultando em padrões de crescimento desiguais mesmo dentro de uma única espécie (Reis, 2016). Sob competição intensa por nutrientes do solo, maiores adensamentos podem resultar que recursos internos sejam direcionados para aumentar a biomassa de raízes possibilitando o forrageamento dos nutrientes limitados, especialmente quando esses são explorados por indivíduos com os mesmos requerimentos (Curt & Prévosto, 2003).

Reis (2016) encontrou uma relação proporcional de maior comprimento de caule do que área foliar quando os indivíduos de *Calophyllum brasiliense* cresciam adensados, e conseqüentemente, sugeriu um efeito da competição intraespecífica. Esse resultado sustenta a hipótese de que há diferença na alocação de recursos resultante de demandas conflitantes sob competição intraespecífica, com maior investimento em tecidos de sustentação do que em tecidos fotossintetizantes. Isso significa que plântulas de espécies arbóreas que se estabelecem no sub-bosque e passam por privação de luz precisam ajustar seus investimentos para a maximização da captação de luz dependendo da pressão de competição intraespecífica e, assim, maximizar suas chances de sobrevivência.

Nosso objetivo foi avaliar a competição intraespecífica por meio da avaliação da alocação proporcional de recursos internos em diferentes estruturas (folhas, ramos, raízes) em indivíduos juvenis de *Clidemia urceolata* sob diferentes adensamentos. Para tanto, nossos objetivos específicos foram avaliar relações entre a alocação de recursos internos em: área foliar vs. comprimento de caule; massa foliar vs. massa de raiz; massa foliar vs. massa de caule; e massa de raiz vs. massa de caule. Postulamos que na presença de coespecíficos, os juvenis desenvolvam proporcionalmente mais

raízes para forragear nutrientes mais rapidamente do que competidores, ou seus caules, para elevar as folhas e interceptar a luz acima dos competidores.

Material e métodos

Área e espécie de estudo

Este estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa próximo ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória. A área é de uma Floresta secundária em diferentes estágios de regeneração. A espécie usada neste estudo é do gênero *Clidemia*, pertencente à família Melastomataceae, constituído principalmente por arbustos que se desenvolvem em condições de sub-bosque, e com espécies distribuídas principalmente nos trópicos e subtropicais da região Neotropical (Baumgratz & Souza, 2010). *C. urceolata* é uma espécie de arbusto, com substrato terrícola, presente no Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil, com domínio fitogeográfico da Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (REFLORA, 2019)

Desenho experimental

Percorremos uma extensão de 1,93 km de mata durante um período de 2 h, onde buscamos ativamente indivíduos de *C. urceolata*. O desenho experimental consistiu em amostras pareadas de indivíduos de *C. urceolata* em diferentes adensamentos populacionais. Cada réplica constitui de um indivíduo isolado (a mais de 1 metro de distância de qualquer outro indivíduo da mesma espécie) e de um indivíduo em condição de maior adensamento populacional (com pelo menos um coespecífico a até 20 cm de distância) (Figura 1). Na condição de adensamento, foi escolhido aleatoriamente somente um indivíduo para análise.



Figura 1. Réplica de desenho amostral. A) Indivíduo isolado. B) indivíduo adensado.

Obtenção de dados em laboratório

Coletamos os indivíduos selecionados (Figura 2) e armazenamos em sacos plásticos identificados por indivíduo. Em laboratório, medimos com fita métrica o comprimento do caule principal a partir do início da gema apical até a base onde se inicia a raiz principal. Em indivíduos ramificados, nós medimos o comprimento apenas do caule mais longo, já que o ramo maior é o que infere dados sobre a altura máxima de interceptação de luz pelas folhas. Em seguida, medimos a área foliar total por indivíduo com o aplicativo "Easy Leaf Area". Por fim, com uma balança de precisão, obtivemos separadamente as massas de caule, raízes e folhas. Em indivíduos ramificados, todos os ramos foram pesados conjuntamente.

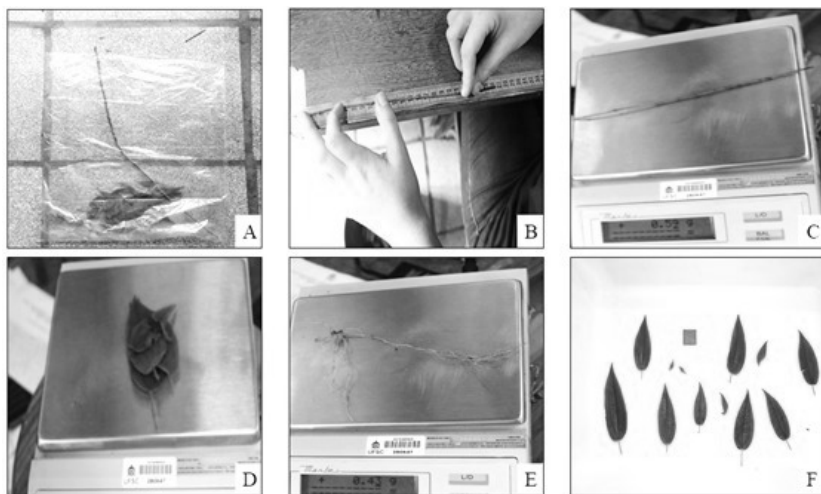


Figura 2. Indivíduos coletados e armazenados em sacos plásticos. B: Medida de comprimento do caule principal. C, D e E: Medidas de massa do caule principal, raiz e folhas respectivamente. F: Folhas dispostas para mensurar a área foliar total de um indivíduo com o aplicativo “Easy Leaf Area”.

Análise dos dados

Os dados dos indivíduos foram tabelados e importados para o ambiente R. Calculamos estatísticas descritivas (máximos e mínimos, média e desvio padrão) para os indivíduos coletados. Calculamos a razão entre o logaritmo da área foliar e o comprimento do caule de cada plântula como medida de proporcionalidade do investimento da plântula entre superfície fotossintetizante (folhas) ou tecido de sustentação (caule). Também calculamos a razão entre as massas foliares e as massas das raízes dos indivíduos, representando a relação de investimento do indivíduo em massa foliar ou em massa de raiz. Já a relação da massa foliar com a massa do caule representou a relação de investimento em superfícies fotossintéticas (folhas) ou tecidos de sustentação (caule). Nossa última relação foi baseada no sistema radicular

(raízes) dos indivíduos em relação aos tecidos de sustentação. De forma a melhorar a distribuição dos dados, todas as razões entre massas foram logaritmizadas.

Para testar desvios em investimento entre indivíduos isolados ou adensados, realizamos testes-t pareados entre os índices de investimentos. Para as relações entre estruturas fotossintetizantes (área foliar total ou massa foliar) em relação a estruturas de sustentação (comprimento do caule ou massa do caule), foi utilizado um teste t pareado unicaudal, assumindo que sob competição intraespecífica haveria maior investimento em estruturas de sustentação.

Resultados

Nós coletamos seis pares de indivíduos de *C. urceolata*, totalizando assim seis indivíduos em adensamentos e seis indivíduos isolados. Os adensamentos variaram entre dois e seis indivíduos. O comprimento do caule dos indivíduos variou de 25 a 48 cm (média \pm desvio padrão: $33,85 \pm 8,51$ cm). A área foliar total variou de 68,3 a 290 cm² ($149,66 \pm 72,25$). A massa dos sistemas de sustentação (ramos) dos indivíduos variou de 0,58 a 2,63 g ($1,38 \pm 0,71$ g). A massa das superfícies fotossintetizantes (folhas) variou de 1,10 a 4,25 g ($2,28 \pm 1,08$ g). A massa do sistema radicular variou de 0,28 a 1,48 g ($0,82 \pm 0,44$ g).

Em relação a razão entre área foliar total e comprimento do caule, os indivíduos em adensamentos tenderam a um maior investimento em superfície fotossintética (medido pela área foliar) do que comprimento de caule (Figura 3A). Não foi identificado nenhum padrão nas razões entre massa foliar e massa de caule (Figura 3A), massa foliar e massa de raízes (Figura 3C) em indivíduos crescendo isolados ou com coespecíficos. Por fim, percebemos uma tendência de investimento proporcionalmente maior em massa de raízes do que em massa de caule em indivíduos crescendo com coespecíficos (quatro de seis pares de observações apresentaram essa direção, ainda assim insuficiente para gerar diferença estatística; Figura 3A).

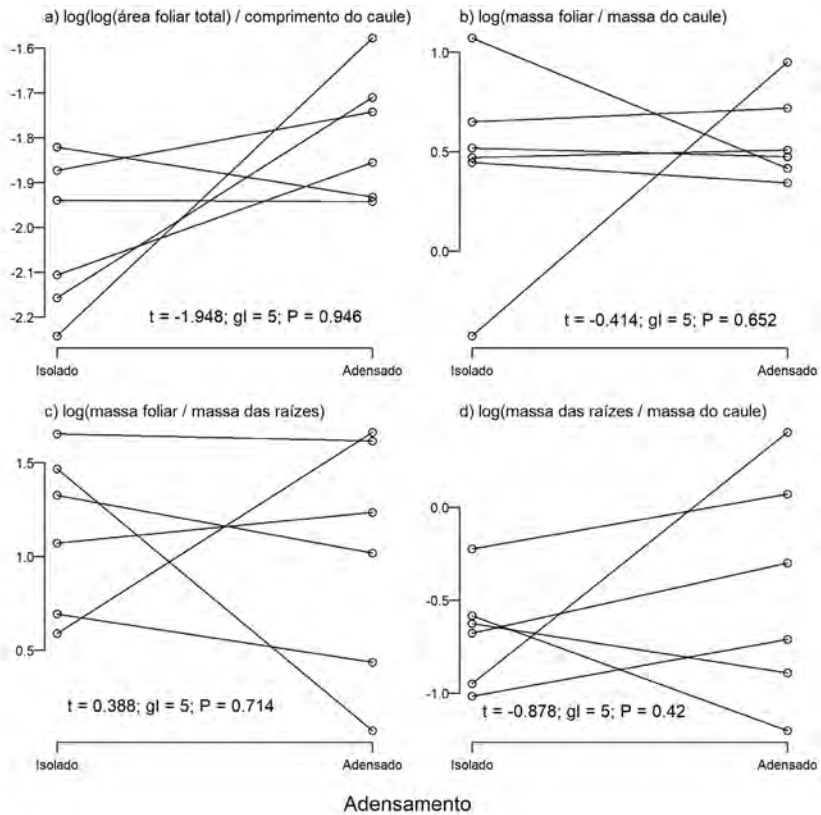


Figura 3. Razões entre investimentos em diferentes estruturas para indivíduos de *Clidemia urceolata* crescendo isolados ou com coespecíficos.

Discussão

Não encontramos nenhuma diferença de investimento em estruturas fotossintetizantes, de sustentação ou raízes que aponte para efeitos da competição intraespecífica. No máximo, podemos sugerir uma fraca tendência a um maior investimento em massa de raiz do que caules, o que serviria de suporte para uma

competição direcionada ao forrageamento de nutrientes em função do adensamento, o que já foi demonstrado em alguns trabalhos (Zhang *et al.*, 2017). Por outro lado, enquanto esperávamos um maior investimento no alongamento de caule em relação às folhas, houve uma tendência contrária, de maior investimento em área foliar, contradizendo resultados de trabalhos anteriores (Enquist *et al.*, 1998; Weiner, 2004; Río *et al.*, 2014; Kamara *et al.*, 2014). Esse resultado sugere ao menos que a luz não se encontra limitada nos grupos de juvenis avaliados.

A ausência das relações esperadas pode ser parcialmente explicada porque outros fatores podem ser mais importantes que o adensamento populacional e a competição intraespecífica na alocação de recursos nos indivíduos avaliados. Apesar de termos controlado parcialmente as condições ambientais por meio do pareamento das observações, variações microambientais e históricos distintos dentro dos pares podem ter influenciando essas plantas. Erros de desenvolvimento, variação genética e competição interespecífica podem ainda contribuir para determinar como se dá a alocação de recursos em diferentes estruturas. Ainda, o tamanho dos adensamentos foi variado, mas ainda assim relativamente baixo, com um máximo de seis indivíduos no maior adensamento avaliado.

Plantas podem ainda desenvolver estratégias de reprodução clonal. Este fato foi observado apenas durante a coleta para *C. a urceolata*, dificultando a separação de indivíduos. Embora considerados como indivíduos, alguns deles podem ser “rametas” (ou clones) desenvolvidos a partir de um mesmo “geneta” (indivíduo germinado a partir de uma semente). Rametas podem portar baixa variabilidade genética e realocar recursos entre si enquanto conectados, diminuindo ou contradizendo resultados esperados de competição intraespecífica esperados entre genetas. Na amostragem buscamos coletar apenas os indivíduos que eram individualizados e não estavam conectados por raízes, mas isso pode não ter sido efetivo devido a interconexões observadas até por raízes finas.

Assim, nas condições ambientais, tamanho da amostra e adensamentos avaliados, não observamos demandas conflitantes na alocação de recursos para a constituição

de diferentes estruturas dentro dos indivíduos de *C. a urceolata* que pudessem dar suporte aos efeitos de competição intraespecífica.

Agradecimentos

Somos gratos pela oportunidade oferecida pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina por oportunizar estas vivências e aprendizados. Estendemos nosso cumprimento aos professores do programa e colaboradores da Universidade de Joinville.

Referências

- Augsburger C.K. (1984) Light requirements of neotropical tree seedlings: A comparative study of growth and survival. *The Journal of Ecology*, 777–795.
- Baumgratz J.F.A. & Souza M.L.D.R. (2010) A new species of *Clidemia* (Melastomataceae) from Brazil. *Novon: A Journal for Botanical Nomenclature*, **20**, 129–132.
- Berger U., Piou C., Schiffers K. & Grimm V. (2008) Competition among plants: Concepts, individual-based modelling approaches, and a proposal for a future research strategy. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **9**, 121–135.
- Comita L.S., Muller-Landau H.C., Aguilar S. & Hubbell S.P. (2010) Asymmetric density dependence shapes species abundances in a tropical tree community. *Science*, **329**, 330–332.
- Curt T. & Prévosto B. (2003) Rooting strategy of naturally regenerated beech in Silver birch and Scots pine woodlands. *Roots: The dynamic interface between plants and the earth* pp. 265–279. Springer.
- Enquist B.J., Brown J.H. & West G.B. (1998) Allometric scaling of plant energetics and population density. *Nature*, **395**, 163.
- Gurevitch J., Scheiner S.M. & Fox G.A. (2009) Herbivoria e interações planta-patógeno. *Ecologia vegetal*, Porto Alegre: Artmed Editora. pp. 257–281.

- Kamara M., Deshar R., Analuddin K., Kamruzzaman M. & Hagihara A. (2014) Self-thinning of stems, branches, and leaves in overcrowded mangrove *Kandelia obovata* stands on Okinawa Island, Japan. *Aquatic botany*, **119**, 20–27.
- Reflora – Plantas do Brasil: Resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora brasileira. *Clidemia urceolata*. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB9452>>. Acesso em 27 Fevereiro 2019.
- Reis V.S. (2016) A competição intraespecífica influencia o investimento em partes aéreas em plântulas de uma espécie arbórea de Floresta de Restinga. *Nota Técnica – Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica*. São Paulo: Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de São Paulo (USP).
- Río M. del, Condés S. & Pretzsch H. (2014) Analyzing size-symmetric vs. size-asymmetric and intra-vs. inter-specific competition in beech (*Fagus sylvatica* L.) mixed stands. *Forest ecology and management*, **325**, 90–98.
- Weiner J. (2004) Allocation, plasticity and allometry in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **6**, 207–215.
- Zhang W.-P., Jia X. & Wang G.-X. (2017) Facilitation among plants can accelerate density-dependent mortality and steepen self-thinning lines in stressful environments. *Oikos*, **126**, 1197–1207.

Povos de Sambaquis como engenheiros ecossistêmicos: influência do solo antrópico na estrutura florestal de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa em São Francisco do Sul/SC

Fiuzu, T. M. J.; Assis, H. A.; Cunha, S. M. B.; Fontana, L.E.; Hanazaki, N.; Peroni, N.

Introdução

A teoria da construção de nicho reconhece as modificações ambientais ao longo do tempo e espaço, causadas pelos organismos que geram heranças ecológicas nos processos evolucionários, como modificações nas pressões seletivas (Odling-Smee *et al.*, 2013). Algumas alterações no ambiente e subsequente evolução das espécies em resposta à essas estruturações mostram-se relacionadas à aspectos de estrutura de comunidades e heterogeneidade ambiental (Odling-Smee *et al.*, 2013).

Os engenheiros ecossistêmicos são reconhecidos como relevantes promotores de biodiversidade influenciando na estrutura e composição de comunidades (Romero *et al.*, 2015). Muitos organismos são conhecidos por exercer essa função no ecossistema como, por exemplo castores (*Castor* spp.) e peixes como o pirá (*Malacanthus plumieri*), que criam alterações no ambiente promovendo agregação de outras espécies nos micro-habitats que servem de abrigo (Naiman *et al.*, 1988; Büttner,

1996). De acordo com a prevalência de seus efeitos, engenheiros ecossistêmicos podem ser indivíduos que modificam e criam novos habitats ou atuam como bioperturbadores (Romero *et al.*, 2015). Estas abordagens têm sido também utilizadas para entender as consequências ecológicas de ações humanas pretéritas em nível de comunidades e ecossistemas (Albuquerque *et al.*, 2018).

Têm sido continuamente evidenciadas ações humanas pré-colombianas, que causaram modificações profundas na gênese e formação de solos antrópicos, devido a manipulação e acúmulo de matéria orgânica continuada (Woods *et al.*, 2009). Essas evidências são observadas em ocupações de populações amazônicas e seus legados conhecidos como solos de terra preta de índio, sugerindo que as atividades humanas ao longo do tempo tiveram efeitos pronunciados na estrutura da comunidade e na biodiversidade atual (Junqueira *et al.*, 2011); (Levis *et al.*, 2017). Essas transformações influenciaram profundamente na estrutura e composição de espécies arbóreas, promovendo a dominância de um conjunto de espécies que foram também domesticadas em algum grau ao longo de milênios (Levis *et al.*, 2017). Estruturas criadas e modificadas pela ação humana têm sido evidenciadas em praticamente todos os ambientes nas terras baixas da América do Sul, entre elas os Sambaquis, particularmente no sul do Brasil.

Sambaqui é uma palavra de etimologia Tupi ("*tamba*"="conchas" e "*ki*"="amontoado"), sendo uma característica marcante desse tipo de sítio (Fossile *et al.*, 2017). Conhecidos também como concheiros, são formados por uma elevação com restos faunísticos de conchas, ossos de peixes e mamíferos, assim como frutos e sementes. Comumente encontrados em regiões lagunares e áreas recortadas de baías e ilhas (De Blasis *et al.*, 2007). Estudos sobre a ocupação pré-histórica no litoral brasileiro tem mostrado que há cerca de 7.000 à 450 anos antes do presente, pescadores e coletores dominavam a região e construíam sítios monumentais (Scheel-Ybert, 2001). Uma vez que estes sítios constituem-se de manchas de maior fertilidade e alcalinidade no solo, assemelham-se a gênese de solos de terra preta presentes na Amazônia (Corrêa *et al.*, 2011). Estas manchas, por sua alta fertilidade, contrapõem-se aquelas de solos arenosos, em geral pobres em matéria orgânica e

com baixa umidade (Teixeira & Lima, 2016) agregando então heterogeneidade ambiental em nível de paisagem.

A fim de observar como ações de populações humanas pretéritas podem ter influenciado na composição atual de comunidades vegetais, o objetivo deste estudo foi comparar a estrutura florestal de duas áreas, uma situada sobre o Sambaqui Vila da Glória II- SC (solo antrópico) e outra em área adjacente ao sambaqui (solo não antrópico). Ambas áreas pertencem a mesma formação vegetal e com influências de atividades humanas contemporâneas, sendo que as duas possuíam ocupações que foram abandonadas no mesmo período o que possibilita a comparação. A hipótese é de que às atividades humanas pretéritas em Sambaquis geraram maior fertilidade do solo e podem ter agregado heterogeneidade ambiental em nível de paisagem, causando diferenças na estrutura florestal desses dois ambientes.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado Baía Babitonga, localizada no litoral sul do Brasil. Nesta região foram selecionados dois remanescentes florestais distintos. Um dos remanescentes florestais está inserido sobre uma das 150 áreas de formação de sambaqui (Vila da Glória II) e a outra área está localizada junto ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA).

Na região da Baía Babitonga são conhecidos mais de 40 sambaquis (históricos e pré-coloniais). Estudos arqueológicos na região da Baía apresentaram resultados que demonstram sinais de ocupação humana há mais de 5.500 anos (Bandeira *et al.*, 2018). A área estuarina da Baía proporcionou um ambiente propício com abundância de alimento, vide a construção dos sambaquis, para vários assentamentos pré-coloniais. Um dos sambaquis da região é o Vila da Glória II que possui aproximadamente 80 metros em seu maior diâmetro e não possui uma datação precisa. O sambaqui Vila da Glória II está localizado em uma área com ocupação

humana atual sendo que parte dele já foi usada para construção de estradas antes de se tornar uma área protegida. Até cerca de 50 anos atrás a área do sambaqui era habitada, mas desde então a vegetação sobre ele vem se regenerando. De forma semelhante, a área adjacente de vegetação localizada no CEPA que foi avaliada neste estudo possui um histórico semelhante de ocupação humana, tendo sido abandonada na mesma época da área do sambaqui Vila da Glória II. Isso permite a comparação entre as áreas para verificar a importância do solo na estruturação desses fragmentos de vegetação semelhantes.

Coleta de Dados

A amostragem das características da vegetação foi realizada pelo Método de Quadrantes. Este método consistiu na demarcação de um ponto inicial no meio da vegetação que, posteriormente, teve a área ao redor do ponto dividido em quatro quadrantes. Em cada quadrante, foi medida a distância do ponto central até o indivíduo mais próximo e se fez o registro das informações específicas deste indivíduo. Neste estudo, os pontos foram demarcados ao longo de um transecto a cada 10 metros. Em cada área de estudo foram traçados três transectos (Figura 1).

Em cada quadrante foi amostrado as características específicas do indivíduo mais próximo ao ponto central dos quadrantes (4 indivíduos/ponto; 12 indivíduos/transecto). Para cada um dos indivíduos foi mensurado a circunferência a altura do peito (cm), a altura (m) e a distância até o ponto central do quadrante (m). Adicionalmente, em cada ponto, foram mensuradas a profundidade da camada de serrapilheira (cm), a profundidade da camada orgânica do solo (cm) e a cobertura de dossel (%). A partir dos valores de circunferência a altura do peito, mensuramos a área basal (m²) de cada indivíduo. Também mensuramos a profundidade total do solo (cm) através da soma da profundidade da camada de serrapilheira com profundidade da camada orgânica do solo.

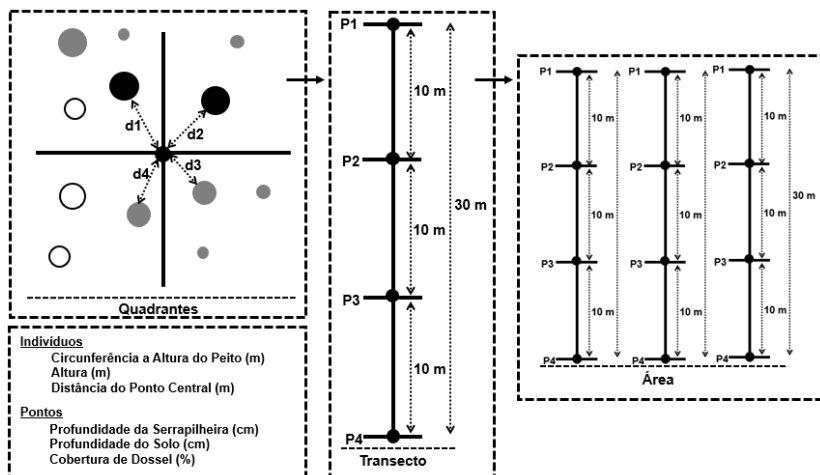


Figura 1. Representação esquemática da metodologia de amostragem da vegetação utilizada neste estudo. São demonstrados os pontos quadrantes, os transectos com os pontos quadrantes e o número de pontos quadrantes e de transectos demarcados em cada área (Adaptado de Felfili *et al.* 2013).

Em cada quadrante foi amostrado as características específicas do indivíduo mais próximo ao ponto central dos quadrantes (4 indivíduos/ponto; 12 indivíduos/transecto). Para cada um dos indivíduos foi mensurado a circunferência a altura do peito (cm), a altura (m) e a distância até o ponto central do quadrante (m). Adicionalmente, em cada ponto, foram mensuradas a profundidade da camada de serrapilheira (cm), a profundidade da camada orgânica do solo (cm) e a cobertura de dossel (%). A partir dos valores de circunferência a altura do peito, mensuramos a área basal (m²) de cada indivíduo. Também mensuramos a profundidade total do solo (cm) através da soma da profundidade da camada de serrapilheira com profundidade da camada orgânica do solo.

Análise dos Dados

Inicialmente os dados foram testados quanto a normalidade utilizando um teste de Shapiro-Wilk e quanto a homocedasticidade de variâncias através de um Teste F. Os dados que não apresentaram distribuição normal foram transformados ($\log+1$). Avaliamos a diferença entre a altura, área basal, distância em relação ao ponto central, cobertura de dossel, profundidade do solo orgânico, camada de serrapilheira e profundidade do solo em relação às áreas estudadas através de um Teste t de Student. Para as variáveis que não apresentaram dados homocedásticos (altura, área basal, cobertura de dossel e camada de serrapilheira) utilizamos uma Test t de Welch, que leva em consideração a não homocedasticidade dos dados. Posteriormente, utilizamos uma correlação de Spearman (dados não paramétricos) para avaliar a correlação da altura e da área basal com a profundidade do solo orgânico, camada da serrapilheira, profundidade do solo e cobertura de dossel. As análises estatísticas foram realizadas no software estatístico R (R Core Team, 2018).

Resultados

A riqueza de espécies foi semelhante entre as áreas estudadas, com a ocorrência de 13 espécies na área de sambaqui e 14 espécies na área de mata (Tabela 1). Entretanto, a composição de espécies entre as áreas foi diferente, somente com a ocorrência de palmito (*Euterpe edulis* Mart.) e dracena (*Cordyline terminalis* (L.) Kunth) em ambas as áreas.

Observamos uma variação significativa das características do solo em relação às duas áreas estudadas com o solo da área de sambaqui sendo caracterizado pela presença de conchas (Figura 2A) e o solo da área de mata sendo predominantemente arenoso (Figura 2B). Com relação à estruturação da comunidade vegetal, a altura média das árvores ($t=-0,632$; $gl=21,565$; $p=0,533$) e a distância dos indivíduos em relação ao ponto central do quadrante ($t=-0,424$; $gl=21,992$; $p=0,675$) não diferiram entre as áreas. Por outro lado, a área basal foi maior ($t=-2,942$; $gl=14,973$; $p=0,010$) na área de sambaqui ($0,22\pm 0,20$ m²) do que na área de mata ($0,04\pm 1,67$ m²) (Figura 3A). A cobertura de dossel também foi maior ($t=-2,2954$; $gl=21,455$; $p=0,031$) na área de

sambaqui ($84,71 \pm 4,81\%$) do que na área de mata ($79,8 \pm 5,53\%$) (Figura 3B). A camada de serapilheira que cobre o solo foi semelhante ($t=-1,064$; $gl=20,727$; $p=0,299$) entre áreas estudadas. Entretanto, a profundidade do solo orgânico foi maior ($t=-2,439$; $gl=16,413$, $p=0,026$) na área de sambaqui ($7,17 \pm 6,85$ cm) do que na área de mata ($2,17 \pm 1,40$ cm) (Figura 3C). O mesmo também foi observado para a profundidade do solo como um todo, sendo maior ($t=-2,838$; $gl=20,703$; $p=0,009$) na área de sambaqui ($9,83 \pm 6,70$ cm) do que na área de mata ($4,46 \pm 2,22$ cm) (Figura 3D). Observamos também que a altura ($S=1218,5$; $\rho=0,47$; $p=0,020$) (Figura 3E) e a área basal ($S=1173,0$; $\rho=0,49$; $p=0,015$) (Figura 3F) da vegetação estiveram positivamente correlacionadas com a camada de serrapilheira.

Tabela 1. Lista de espécies encontradas e as respectivas abundâncias nas duas áreas de estudo. (*) Espécies exóticas e/ou domesticadas.

Espécie	Sambaqui	Mata
<i>Eugenia uniflora</i> *	1	
<i>Eriobotrya japonica</i> *	4	
Morfoespécie 1	1	
Morfoespécie 2	2	
Morfoespécie 3	1	
Morfoespécie 4	1	
Morfoespécie 5	1	
Morfoespécie 6	1	
Morfoespécie 9	8	
Myrtaceae	1	
<i>Persea americana</i> *	20	
<i>Euterpe edulis</i> *	3	11
<i>Cordyline terminalis</i> *	1	2
Annonaceae		1
<i>Alchornea triplinervia</i>		6
<i>Calophyllum brasiliense</i>		2
<i>Jacaranda puberula</i>		1
Morfoespécie 7		3
Morfoespécie 8		1
<i>Myrcia</i> sp.		2
<i>Ocotea</i> sp.		4
<i>Pera glabrata</i>		3
<i>Rapanea ferruginea</i>		1
<i>Sloanea guianensis</i>		5
<i>Trichilia</i> sp.		3
Número Total de Indivíduos	45	45

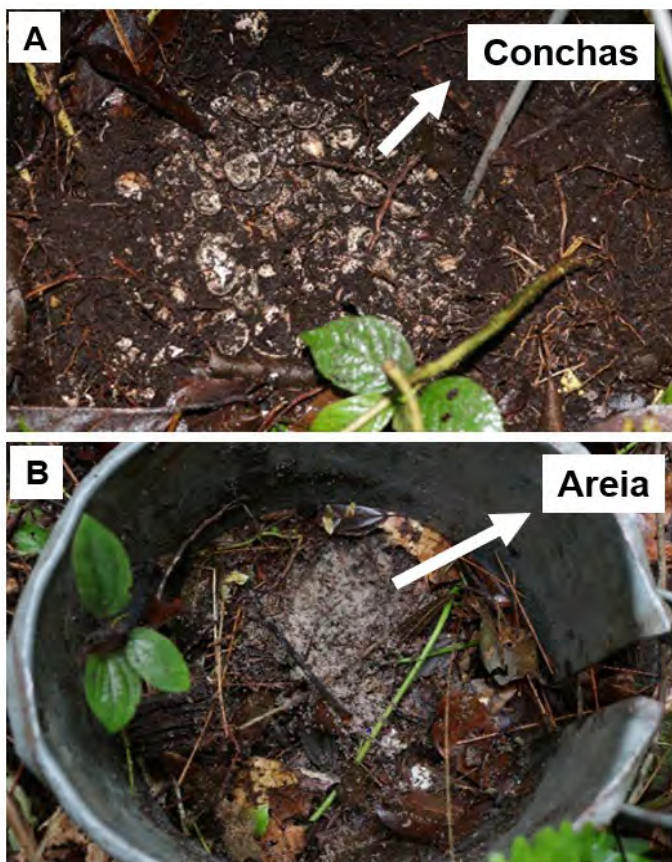


Figura 2. Variação das características do solo em ambas as áreas estudadas. O solo da área de sambaqui apresenta a presença de conchas (A) enquanto o solo da área de mata apresenta elevada quantidade de areia (B).

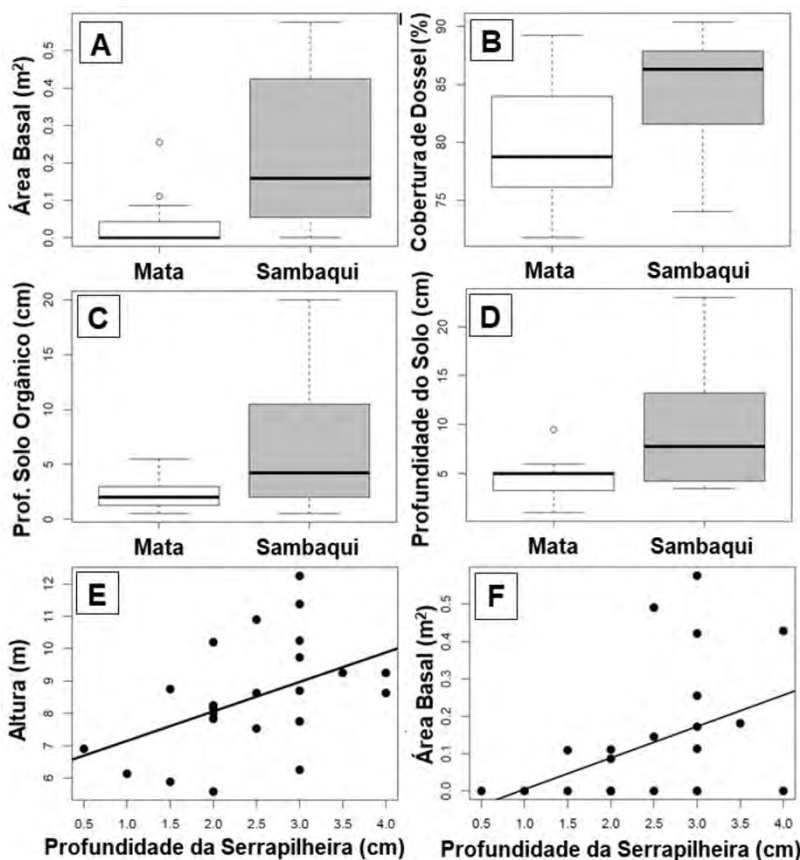


Figura 3. Variação da área basal (A), cobertura de dossel (B), profundidade de solo orgânico (C) e profundidade de solo total (serrapilheira + solo orgânico) (D) entre as duas áreas amostradas. Correlação entre a altura (E) e a área basal (F) das árvores em relação a profundidade da serrapilheira.

Discussão

A composição de espécies vegetais foi diferente entre as áreas estudadas, com a predominância de espécies vegetais com algum grau de domesticação na área de

sambaqui. Além disso, a estrutura da vegetação e as características do solo diferiram entre as áreas estudadas. Nossos resultados demonstraram que a área de sambaqui possui uma vegetação com maior biomassa apresentando maior área basal e maior cobertura de dossel (devido a presença de indivíduos de maior porte). Essa diferença na estrutura da vegetação pode ser explicada, principalmente, pelas características do solo na área de sambaqui que apresentou solo mais profundo e com uma maior camada de solo orgânico (características capazes de sustentar o desenvolvimento de indivíduos de maior porte). Também observamos que a camada de serrapilheira presente no solo esteve positivamente correlacionada com a altura e a área basal das espécies vegetais das duas áreas estudadas.

A composição de espécies foi diferente entre as áreas estudadas, com a predominância de espécies domesticadas na área de sambaqui. Foi observado a ocorrência de *Euterpe edulis* (palmito) e *Cordylinae terminalis* (dracena) tanto na área de mata quanto na área de sambaqui, enquanto *Persea americana* (abacate), *Eriobotria japonica* (ameixa) e *Eugenia uniflora* (pitanga) ocorreram apenas na área de sambaqui. Acreditamos que a maior ocorrência de espécies domesticadas na área de sambaqui pode estar diretamente relacionada à recente ocupação e ação humana nas áreas. Por outro lado, acreditamos que a variação da composição de espécies vegetais nativas observada neste estudo pode estar diretamente relacionada com as diferentes características de solo da área de mata (menos profundo e arenoso) e a área de sambaqui (mais profundo e com presença de conchas). Isso corrobora com outro estudo onde a alteração de características do solo em uma formação de sambaqui também modificou a estrutura e composição da vegetação associada à área de sambaqui em relação a vegetação de áreas adjacentes (Cook-Patton *et al.*, 2014). Solos mais arenosos, como o que foi encontrado na mata costumam ter baixa umidade e uma menor quantidade de matéria orgânica (Ramos, 1993).

As características químicas (e.g. concentração de nutrientes) e estruturais (texturais) do solo (e.g. quantidade de água, argila, areia, silte e matéria orgânica) podem influenciar na estrutura e composição da vegetação (Botrel *et al.*, 2002); (Espírito-Santo *et al.*, 2002); (Carvalho *et al.*, 2005); (Sampaio *et al.*, 2005). A deposição de calcário oriundo das conchas pode criar um ambiente de solos alcalinos

e com maior disponibilidade de nutrientes para as espécies vegetais (Ramos, 1993). Solos de áreas de sambaqui apresentam maior concentração de nutrientes do que solos de regiões próximas não alterados por antigas civilizações, mantendo a fertilidade por longos períodos de tempo (Corrêa *et al.*, 2011; Cook-Patton *et al.*, 2014). Dessa forma, a existência de um solo mais profundo e mais fértil pode explicar a ocorrência de árvores de maior porte na área de sambaqui. Isso sugere que, de fato, a existência do sambaqui pode estar influenciando na estruturação da comunidade vegetal que se desenvolve sobre eles. Evidenciando que os povos que construíram os sambaquis acabaram atuando como verdadeiros engenheiros de ecossistemas. Por fim, observamos que altura e a área basal dos indivíduos estiveram positivamente correlacionadas com a camada de serrapilheira sobre o solo. A decomposição da matéria orgânica vegetal que compõem a serrapilheira (e.g. folhas, galhos) é uma importante fonte de nutrientes para o solo (Domingos *et al.*, 1997; Pinto & Marques, 2003), auxiliando na manutenção da sua fertilidade e permitindo, assim, o desenvolvimento de espécies vegetais de maior porte.

Conclusão

Dessa forma, é possível concluir que, de fato, as características do solo e a estrutura e composição da vegetação foram distintas entre as áreas estudadas. Na área de sambaqui observamos um solo mais profundo e com maior quantidade de serrapilheira, o que possivelmente o torna mais fértil, permitindo o desenvolvimento de uma vegetação mais desenvolvida e com indivíduos maiores. Numa perspectiva mais ampla, estes resultados indicam que os sambaquianos podem ter atuado como engenheiros de ecossistema, modificando o ambiente ao seu redor e criando condições de heterogeneidade ambiental em nível de paisagem. Talvez o aspecto que diferencie a terra preta de índio e o solo dos sambaquis é que o primeiro é resultado de uma atividade deliberada de manejo do solo para aprimorar a produção de alimentos. Já a alta fertilidade dos solos nos sambaquis é uma consequência inesperada e provavelmente pouco explorada pelos povos nativos que os construíram ou que posteriormente os ocuparam.

Referências

- Albuquerque U.P., Gonçalves P.H.S., Ferreira Júnior W.S., Chaves L.S., Oliveira R.C. da S., Silva T.L.L. da, Santos G.C. dos & Araújo E. de L. (2018) Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. *Perspectives in Ecology and Conservation*, **16**, 1–11.
- Bandeira D. da R., Alves M.C., Almeida G.T. de, Sá J.C. de, Ferreira J., Vieira C.V., Amaral V.M.C. da C. do, Bartz M.C. & Melo Jr. J.C.F. de (2018) Resultados preliminares da pesquisa no sambaqui sob rocha Casa de Pedra, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, **13**, 207–225.
- Botrel R.T., Oliveira Filho A.T., Rodrigues L.A. & Curi N. (2002) Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, **25**, 195–213.
- Büttner H. (1996) Rubble mounds of sand tilefish *Malacanthus plumieri* (Bloch, 1787) and associated fishes in Colombia. *Bulletin of Marine Science*, **58**, 248–260.
- Carvalho D.A., Oliveira Filho A.T., Vilela E.A., Curi N., Van Den Berg E., Fontes M.A.L. & Botezelli L. (2005) Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **28**, 329–345.
- Cook-Patton S.C., Weller D., Rick T.C. & Parker J.D. (2014) Ancient experiments: Forest biodiversity and soil nutrients enhanced by Native American middens. *Landscape Ecology*, **29**, 979–987.
- Corrêa G.R., Schaefer C.E.G., Freitas Melo V. de, Souza K.W. de, Ker J.C., Rodrigues I.M.M. & Senra E.O. (2011) Physical and chemical attributes of archaeological soils developed from shell middens in the Região dos Lagos, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **35**, 1100–1111.
- De Blasis P., Kneip A., Scheel-Ybert R., Giannini P.C. & Gaspar M.D. (2007) Arqueologia Suramericana / Arqueologia Sul-americana. *Arqueología Suramericana / Arqueologia Sul-americana*, **3**, 29–61.

- Domingos M., Moraes R.M. de, Vuono Y.S. de & Anselmo C.E. (1997) Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, **20**, 91–96.
- Espírito-Santo F.D.B., Oliveira-Filho A.T. de, Machado E.L.M., Souza J.S., Fontes M.A.L. & Marques J.J.G. de S.M. (2002) Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. *Acta Botanica Brasílica*, **16**, 331–351.
- Felfini J. M.; Eisenlohr P. V.; De Melo M. M. R. F.; Andrade L. A.; Neto J. A. A. M. 2013. “Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos” (Volume I). Universidade Federal de Viçosa.
- Fossile T., Ferreira, J., Bandeira D. R., Colonese A. C. & da Silva S. D. (2017) Da Subsistência À Extinção: A Exploração da Fauna do Holoceno Tardio aos dias Atuais na Baía Babitonga, SC – Uma Breve Reflexão. *Anais do IX Seminário de Pesquisa Interdisciplinar*, pp. 1–19.
- Junqueira A.B., Shepard G.H. & Clement C.R. (2011) Secondary Forests on Anthropogenic Soils of the Middle Madeira River: Valuation, Local Knowledge, and Landscape Domestication in Brazilian Amazonia. *Economic Botany*, **65**, 85–99.
- Levis C., Costa F.R.C., Bongers F., Peña-Claros M., Clement C.R., Junqueira A.B., Neves E.G., Tamanaha E.K., Figueiredo F.O.G., Salomão R.P., Castilho C.V., Magnusson W.E., Phillips O.L., Guevara J.E., Sabatier D., Molino J.-F., López D.C., Mendoza A.M., Pitman N.C.A., Duque A., Vargas P.N., Zartman C.E., Vasquez R., Andrade A., Camargo J.L., Feldpausch T.R., Laurance S.G.W., Laurance W.F., Killeen T.J., Nascimento H.E.M., Montero J.C., Mostacedo B., Amaral I.L., Vieira I.C.G., Brienen R., Castellanos H., Terborgh J., Carim M. de J.V., Guimarães J.R. da S., Coelho L. de S., Matos F.D. de A., Wittmann F., Mogollón H.F., Damasco G., Dávila N., García-Villacorta R., Coronado E.N.H., Emilio T., Filho D. de A.L., Schiatti J., Souza P., Targhetta N., Comiskey J.A., Marimon B.S., Marimon B.-H., Neill D., Alonso A., Arroyo L., Carvalho F.A., Souza F.C. de, Dallmeier F., Pansonato M.P., Duivenvoorden J.F., Fine P.V.A., Stevenson P.R., Araujo-Murakami A., C. G.A.A., Baraloto C., Amaral D.D. do, Engel J., Henkel T.W., Maas P.,

- Petronelli P., Revilla J.D.C., Stropp J., Daly D., Gribel R., Paredes M.R., Silveira M., Thomas-Caesar R., Baker T.R., Silva N.F. da, Ferreira L.V., Peres C.A., Silman M.R., Cerón C., Valverde F.C., Fiore A.D., Jimenez E.M., Mora M.C.P., Toledo M., Barbosa E.M., Bonates L.C. de M., Arboleda N.C., Farias E. de S., Fuentes A., Guillaumet J.-L., Jørgensen P.M., Malhi Y., Miranda I.P. de A., Phillips J.F., Prieto A., Rudas A., Ruschel A.R., Silva N., Hildebrand P. von, Vos V.A., Zent E.L., Zent S., Cintra B.B.L., Nascimento M.T., Oliveira A.A., Ramirez-Angulo H., Ramos J.F., Rivas G., Schöngart J., Sierra R., Tirado M., Heijden G. van der, Torre E.V., Wang O., Young K.R., Baider C., Cano A., Farfan-Rios W., Ferreira C., Hoffman B., Mendoza C., Mesones I., Torres-Lezama A., Medina M.N.U., Anel T.R. van, Villarroel D., Zagt R., Alexiades M.N., Balslev H., Garcia-Cabrera K., Gonzales T., Hernandez L., Huamantupa-Chuquimaco I., Manzatto A.G., Milliken W., Cuenca W.P., Pansini S., Pauletto D., Arevalo F.R., Reis N.F.C., Sampaio A.F., Giraldo L.E.U., Sandoval E.H.V., Gamarra L.V., Vela C.I.A. & Steege H. ter (2017) Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, **355**, 925–931.
- Naiman R.J., Johnston C.A. & Kelley J.C. (1988) Alteration of North American Streams by Beaver. *BioScience*, **38**, 753–762.
- Odling-Smee J., Erwin D.H., Palkovacs E.P., Feldman M.W. & Laland K.N. (2013) Niche construction theory: a practical guide for ecologists. *The Quarterly review of biology*, **88**, 4–28.
- Pinto C.B. & Marques R. (2003) Aporte de nutrientes por frações de serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da floresta atlântica. *FLORESTA*, **33**,.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos R.M.M. (1993) *Ciclagem de Nutrientes Minerais em Mata Atlântica de Encosta e Mata sobre Restinga, na Ilha do Cardoso, Cananéia, SP: Produção de Serapilheira e Transferência de Nutrientes*. Instituto de Biociências – USP,
- Romero G.Q., Gonçalves-Souza T., Vieira C. & Koricheva J. (2015) Ecosystem engineering effects on species diversity across ecosystems: a meta-analysis. *Biological Reviews*, **90**, 877–890.

- Sampaio D., Souza V.C., Oliveira A.A., Paula-Souza J. & Rodrigues R.R. (2005) *Árvores da Restinga*. Editora Neotrópica, São Paulo.
- Scheel-Ybert R. (2001) Man and Vegetation in Southeastern Brazil during the Late Holocene. *Journal of Archaeological Science*, **28**, 471–480.
- Teixeira W.G. & de Lima R.A. (2016) Solo modificado pelo homem (solo antrópico) como artefato arqueológico. Anais do IV *Seminário de Preservação de Patrimônio Arqueológico* pp. 123–147.
- Woods W.I., Teixeira W.G., J. Lehmann, Steiner C., Prins A.W. & Rebellato L. (2009) *Amazonian dark earths: Wim Somborek's Vision*. Springer, Berlin.

PROJETOS
LIVRES



***Lixus humanus*: uma espécie cosmopolita na Baía Babitonga**

Danielski, S.L.; Villa, B.; Brauko, K.M.; Silveira, T.C.L.; Segal, B.

Introdução

A poluição marinha é atualmente considerada um grave problema ecológico. Fragmentos dos mais variados materiais, por exemplo, ameaçam os ecossistemas marinhos mundialmente (Link *et al.* 2019). O crescimento acelerado e o desenvolvimento econômico geraram um excesso no consumo de produtos pouco duráveis, ou seja, de rápido descarte. Sendo assim, uma parte dos materiais que são descartados sem destino adequado chegam no mar. O lixo marinho ou lixo do mar é qualquer resíduo sólido manufaturado que seja descartado, eliminado ou abandonado nos ecossistemas marinhos (Galgani *et al.*, 2010).

A contaminação por lixo marinho está entre os impactos antropogênicos mais preocupantes, visto que é responsável pela morte de diversos animais tais como, peixes, mamíferos, aves e tartarugas devido à ingestão ou entrelaçamento (Laist, 1997; Derraik, 2002; Tourinho *et al.*, 2010). Pode também alterar a dinâmica populacional de outros organismos, servindo como substrato para assentamento ou dispersão (Garrity & Levings, 1993).

Além disso, ao encalhar, o lixo pode afetar direta ou indiretamente as comunidades costeiras causando impactos econômicos e sociais (Garrity & Levings, 1993). Assim como em diversos locais do mundo, o encalhe de lixo marinho na costa brasileira tem se tornado evidente e recebido maior atenção nos últimos anos. Apesar de alguns trabalhos serem concentrados em praias (Andrades *et al.*, 2018), sabe-se que os estuários são ambientes propensos ao encalhe de lixo oceânico, devido a diversos fatores ambientais (Possatto *et al.*, 2015).

Os estuários são ambientes costeiros confinados que possuem naturalmente uma baixa energia de marés e hidrodinâmica, sendo assim, os resíduos se acumulam e podem permanecer por grandes períodos de tempo neste ecossistema (Nor & Obbard, 2014). A intensa ocupação humana em áreas adjacentes a estuários e manguezais, torna esses ambientes muito suscetíveis à poluição (Possatto *et al.*, 2015). Os manguezais são ambientes dinâmicos e complexos (Vieira *et al.*, 2013) e servem de berçário para diversas espécies. Além disso, a complexidade estrutural dos mangues nos estuários, com a presença das projeções caulinares em escora e dos pneumatóforos, por exemplo, atua naturalmente como um filtro biológico de resíduos sólidos (Nor & Obbard, 2014).

A Baía Babitonga é umas das principais formações estuarinas do Brasil e abarca cerca de 75% dos manguezais do estado de Santa Catarina (IBAMA, 1998), servindo como uma zona de berçário e criação de diversas espécies marinhas. Dentre os diversos problemas ambientais decorrentes do elevado crescimento populacional no entorno da baía, o lixo é um dos mais citados pelos pescadores da região (Bastos, 2006).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a influência do grau decrescente de hidrodinamismo dos setores externo e interno da baía sobre a retenção de micro resíduos. Além disso, iremos avaliar diferenças na retenção de macro resíduos sólidos entre os ambientes manguezal e praia, dentro de cada setor da baía. Esperamos que o setor interno da baía, devido ao menor hidrodinamismo, apresente maior retenção de micro resíduos em comparação ao setor externo, situado na entrada do estuário. O setor externo, por apresentar maior proximidade com o mar, deve favorecer a entrada de novos resíduos, contudo, espera-se que a maior hidrodinâmica também favoreça a remoção dos mesmos. Quanto aos ambientes, é esperado que as áreas de manguezal, devido a uma natural tridimensionalidade ocasionada pela presença das projeções caulinares das árvores e das raízes e pneumatóforos, irão reter uma maior quantidade de macro resíduos quando comparado à faixa de areia.

Materiais e Métodos

A área de estudo localiza-se no bairro Vila da Glória, no município de São Francisco do Sul, Santa Catarina. Foram escolhidos dois setores da Baía Babitonga, sendo um externo, situado na desembocadura da baía, e outro relativamente mais interno (Figura 1). Em cada setor, amostramos dois pontos, e em cada ponto amostramos uma faixa de areia da praia e uma faixa com vegetação típica de manguezal, adjacentes uma à outra, totalizando 8 ambientes. No setor externo, um dos pontos de coleta foi na praia bonita e o outro em uma praia nas proximidades dela, um dos pontos do setor interno é a praia localizada em frente ao CEPA (Centros de Estudos e Pesquisas Ambientais da Univille) e o outro é a praia do estaleiro.

A coleta dos resíduos sólidos foi realizada durante a primeira maré baixa do dia. Realizamos um transecto linear de 40 m² (20 m x 2 m) em cada ambiente, disposto paralelamente à linha d'água, na faixa supralitoral, padronizado na zona de acumulação de resíduos (Figura 1). Em cada transecto coletamos todos os macrolixos (> 0,5 cm) visualizados. Além disso, para a coleta do micro lixo (\leq 0,5 cm), a cada três metros ao longo do transecto, foram dispostos quadrantes (25 x 25 cm) a esmo e retiradas amostras de substrato, através de raspagem a uma profundidade de 3 cm.

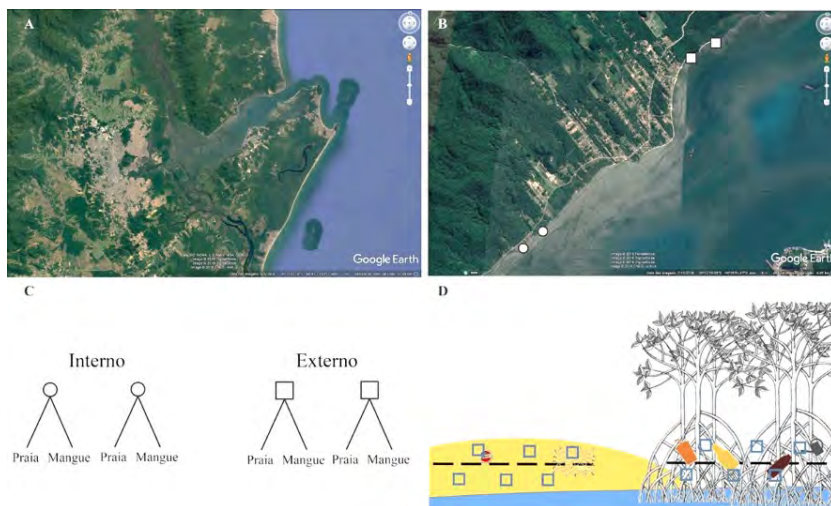


Figura 1. Esquema amostral contendo (A) Local de estudo: Baía Babitonga. (B) Áreas amostradas. Os círculos representam os dois pontos amostrados no setor interno e os quadrados representam os dois pontos amostrados no setor externo. (C) Desenho amostral (D) Esquema representando os transectos e quadrados amostrados nos ambientes “praia” e “mangue”. A linha tracejada representa o transecto linear e os quadrados representam os quadrados utilizados para retirada do solo.

Em laboratório, as amostras de substrato foram triadas com auxílio de uma peneira de malha 0,15 cm. Tanto o micro quanto macro lixo foram medidos (cm) e categorizados de acordo com o tipo de material (plástico duro, plástico mole, vidro, nylon, tecido, isopor, aço, alumínio, madeira, carvão), com o uso antrópico (pesca, doméstico, alimentação, construção) e nível de agregação (unitário ou misto/agregado) (Adaptado de Eastman *et al.*, 2014; Andrades *et al.*, 2018).

Para avaliar a retenção de micro lixo entre os setores externo e interno padronizamos a frequência de micro lixo para a área do transecto (40 m²). Posteriormente, em ambiente R realizamos testes t não pareados a fim de verificar a relação entre a frequência de micro lixo nos setores interno e externo da baía, e para verificar a frequência de macro lixo entre os ambientes praia e mangue.

Resultados

Coletamos no total 504 itens nos quatro pontos amostrados na Baía Babitonga, sendo 149 itens no setor externo, e 355 itens no setor interno, incluindo macro e micro lixo. Apesar dos setores não apresentarem diferenças significativas na frequência de micro lixo retido, o setor interno demonstrou uma maior tendência de retenção ($t=0,90495$; $gl=6$; $p=0,4004$) (Figura 2). Entre os ambientes amostrados em cada setor, as áreas de manguezal apresentaram uma maior frequência de retenção de macro lixo ($t=2,6426$; $gl=6$; $p=0,0384$) (figura 3).

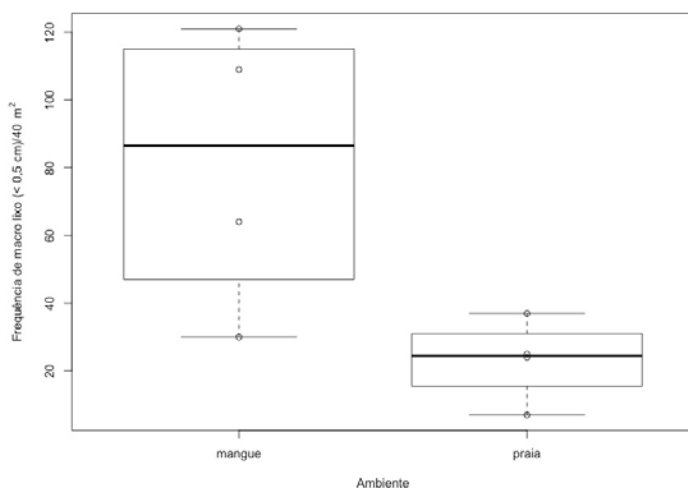


Figura 2: Frequência de micro lixos coletados por setores (externo e interno) na Baía Babitonga. Cada ponto representa um ambiente dentro de cada setor amostrado.

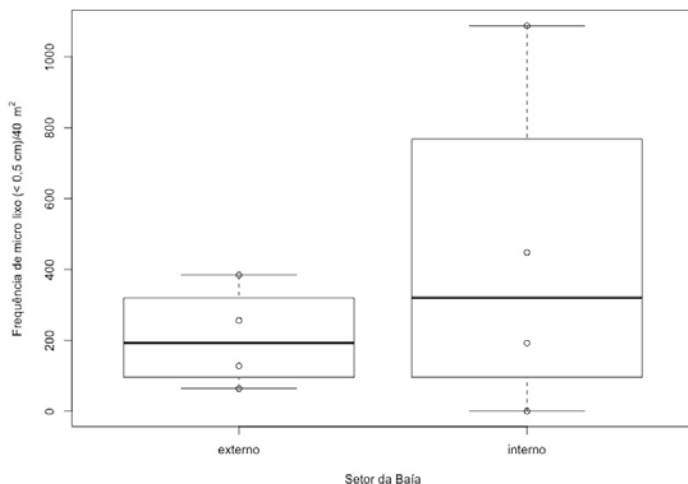


Figura 3: Frequência de macro lixo nos ambientes mangue e praia.

Encontramos uma ampla variedade de tipos de lixos nos pontos amostrados, conforme tabela 1 e 2. No total, foram categorizados 22 tipos de resíduos classificados em 7 tipos de uso (Tabelas 1 e 2). Incluindo macro e micro lixos, as categorias mais frequentes foram: Terracota (25%), Plástico mole (21%), Plástico duro (12%), Nylon (11%) e Isopor (8%).

Tabela 1: Quantidade total de itens de micro lixo coletados e seus respectivos usos, por setor e ambientes.

Macro lixo					
Uso	Tipo	Setor externo		Setor interno	
		Mangue	Praia	Mangue	Praia
Acessório moda					
	Couro sintético			1	
	Plástico mole	1			
	Tecido	4			
Alimentação					
	Alumínio		1		1
	Nylon		1		
	Plástico duro	1	1	3	2
	Plástico mole	1	1	6	
	Vidro			1	
Construção					
	Borracha			1	
	Brita			7	10
	Calcário			1	
	Madeira	2			1
	Terracota		1	118	3
Doméstico					
	Aço	1			
	Alumínio				1
	Carvão		1		5
	Fibra verde		1	3	1

PPG Ecologia UFSC - Ecologia de Campo: Estudos Ecológicos na Baía Babitonga

Plástico duro	1	2	3	2
Plástico mole	47	2	17	4
Porcelana			1	
Tecido	1		2	
Uso não identificado				
Aço	1			
Cobre			2	
Ferro			1	
Fibra			4	1
Isopor		5		20
Nylon	1		30	2
Plástico duro	6	13	14	4
Plástico mole	7	3	17	
Tecido	8	1	15	2
Vidro			4	2
Não identificado	3			
Pesca				
Aço	1			
Bambu	1			
Ferro				1
Isopor	1		1	
Nylon	16	1	4	4
Plástico duro	1		1	
Tecido			3	1
Vestimenta				
Tecido			2	

Tabela 2: Quantidade total de itens de micro lixo coletados e seus respectivos usos, por setor e ambientes.

Micro lixo					
		Setor externo		Setor interno	
Uso	Tipo	Mangue	Praia	Mangue	Praia
Construção					
	Terracota			5	
Doméstico					
	Plástico mole	2			1
Uso não identificado					
	Isopor		1		13
	Plástico duro		4	2	5
	Plástico Mole	1			
	Tecido	1			
	Não identificado	1			

Discussão

É evidente que a Baía Babitonga é um local de encalhe de lixo. Apesar de não encontrarmos diferenças na retenção de resíduos entre os setores amostrados, podemos observar uma tendência do setor interno em reter uma frequência maior de micro lixos. Entre ambientes amostrados dentro destes setores, identificamos uma maior retenção de macro lixos no mangue.

A tendência do setor interno da baía em apresentar maior frequência de retenção de micro lixos pode ser um reflexo de diversos fatores. Em estuários, geralmente as ondas geradas pelos ventos são as principais fontes de energia (Nordstrom, 1992). Durante a maré alta, os detritos são movidos pelas ondas e então depositados na linha de detritos que, dependendo da energia da maré, podem ser removidos ou deslocados para o alto da praia (Thornton & Jackson, 1998). Sendo assim, quando a energia das ondas é baixa há uma menor probabilidade de movimentação dos resíduos permanecendo estes acumulados no ambiente (Thornton & Jackson, 1998).

Desde o fechamento do Canal do Linguado em 1935, a ação das marés na Baía Babitonga foi alterada, diminuindo a intensidade na região próxima ao aterro, ocasionando uma maior acumulação de sedimentos, sobretudo no lado norte do canal próximo ao aterro. O menor hidrodinamismo no setor interno pode provocar acumulação de resíduos maior quando comparado ao setor externo, contudo não deve ser o único fator a ser considerado. A proximidade com a cidade de Joinville (a maior do estado de Santa Catarina), o aporte fluvial de diversos rios, e os ventos fortes do quadrante sul também podem influenciar na deposição de resíduos no interior da baía.

A Baía Babitonga constitui o estuário mais importante do estado, comportando a última grande formação de manguezal do Atlântico sul ocidental (Diagnóstico). Diversos estudos demonstram que o manguezal, além dos diversos serviços ecossistêmicos (como aprisionamento de carbono, área de berçário, crescimento de espécies e produtividade), apresenta uma propriedade de retenção de resíduos maior quando comparado ao ambiente de praia. A vegetação atua como um filtro, captando os detritos provenientes tanto do mar quanto da terra (Thornton & Jackson, 1998). Sua importância já foi demonstrada em estudos com vegetação ribeirinha (Williams 1996), florestas de mangue (Tourinho *et al.*, 2010) e restingas e praias arenosas (Portz *et al.*, 2011). Estudos demonstram que as florestas de mangue atuam como sumidouro para resíduos tais como redes de pesca e sacos de plásticos (Tourinho *et al.*, 2010), que por ficarem emaranhados na vegetação, geram em um efeito denominado "árvore de natal" (Williams & Simmons, 1996).

Os manguezais são florestas costeiras que ocorrem em zonas tropicais e subtropicais podendo ou não estar próxima a centros urbanos (Debrot *et al.*, 2013). Apesar dos esforços para proteção desses ambientes - devido principalmente aos seus diversos serviços ecossistêmicos – a conservação destes habitats depende de soluções mais efetivas contra a poluição por lixo marinho.

Encontramos uma alta frequência de resíduos de construção civil (Terracota), sendo pequenos fragmentos de tijolo provavelmente de poucas unidades do mesmo. O segundo item mais frequente foi plástico, predominantemente plásticos fragmentados, resultantes de sacolas, embalagens, descartáveis e pequenos fragmentos não identificados. A frequência de plástico corrobora com diversos estudos que já evidenciaram a abundância deste material em ambientes costeiros e estuarinos (Possatto *et al.*, 2015; Andrades *et al.*, 2018).

Este padrão reflete a sua alta versatilidade e uso pela sociedade. O plástico se tornou indispensável social e economicamente sendo integrado em diversos setores, desde alimentação e saúde até peças de automóveis. O plástico é considerado um dos maiores poluentes do último século já que é forte, durável, barato e apenas se deteriora em pedaços menores (Tourinho *et al.*, 2010). Atualmente, detritos de plástico estão em todos os mares e oceanos, de um polo ao outro da Terra, e diversas atividades humanas são responsáveis pela contínua poluição dos ambientes marinhos.

Já é evidenciado que o lixo no mar afeta negativamente a biota marinha, causando contaminação através de agentes químicos, problemas gastrointestinais, transporte de espécies para outros locais, degradação dos habitats e até morte (Winston, 1982; Derraik, 2002). Apesar da pequena amostragem, contabilizamos uma elevada quantidade de itens (504), principalmente associados à vegetação de manguezal. Por serem ambientes berçário e de alimentação para várias espécies marinhas e terrestres, a acumulação de lixo na vegetação de mangue deve ser considerada um problema com urgência de ações de manejo *in loco* e campanhas de prevenção junto à comunidade local.

Agradecimentos

Somos gratos pela oportunidade oferecida pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina por oportunizar estas vivências e aprendizados. Agradecemos também aos professores, colegas e pós-docs do Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFSC e colaboradores da Universidade de Joinville.

Referências

- Andrades R., Santos R.G., Joyeux J.-C., Chelazzi D., Cincinelli A. & Giarrizzo T. (2018) Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, **137**, 180–184.
- Bastos C.G. (2006) Atividade pesqueira na Baía Babitonga. *Diagnóstico ambiental da Baía Babitonga* (ed. M.J. Cremer, P.R.D. Morales, and T.M.N. Oliveira), Univille, Joinville. pp. 200-246.
- Debrot A.O., Meesters H.W.G., Brom P.S. & Léon R. (2013) Marine debris in mangrove and on the seabed: largely-neglected litter problems. *Marine Pollution Bulletin*, **72**, 1–1.
- Derraik J.G. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 842–852.
- Eastman L., Hidalgo-Ruz V., Macaya V., Nuñez P. & Thiel M. (2014) The potential for young citizen scientist projects: a case study of Chilean schoolchildren collecting data on marine litter. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, **14**, 569–579.
- Galgani F., Fleet D., Franeker J.V., Katsanevakis S., Maes T., Mouat J., Oosterbaan L., Poitou I., Hanke G., Thompson R., Amato E., Birkun A. & Janssen C. (2010) Marine strategy framework directive, task group 10 report: Marine Litter.
- Garrity S.D. & Levings S.C. (1993) Marine debris along the Caribbean coast of Panama. *Marine Pollution Bulletin*, **26**, 317–324.

- IBAMA (1998) *Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezais da Baía de Babitonga*. IBAMA/CEPSUL. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos - Pesca, n 25, Brasília(DF), Itajaí.
- Laist D.W. (1997) Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records. *Marine debris* (ed. J.M. Coe and D.B. Rogers), Springer, New York.
- Link J., Segal B., Casarini M. (2019) Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear in Brazil: A review. *Perspectives in Ecology and Conservation*. **17**, 1-8.
- Nor N.H.M. & Obbard J.P. (2014) Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, **79**, 278–283.
- Nordstrom K.F. (1992) *Estuarine Beaches*. Londres: Editora Elsevier.
- Portz L.C., Manzolli R. & Ivar do Sul J.A. (2011) Marine debris on Rio Grande do Sul north coast, Brazil: spatial and temporal patterns. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **11**, 41–48.
- Possatto F.E., Spach H.L., Cattani A.P., Lamour M.R., Santos L.O., Cordeiro N.M. & Broadhurst M.K. (2015) Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **91**, 548–553.
- Thornton L. & Jackson N.L. (1998) Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach, New Jersey, USA. *Marine Pollution Bulletin*, **36**, 705–711.
- Tourinho P.S., Ivar do Sul J.A. & Fillmann G. (2010) Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 396–401.
- Vieira B.P., Dias D., Nakamura E.M., Arai T.I. & Hanazaki N. (2013) Is there temporal variation on solid waste stranding in mangroves? A case study in Ratonés mangrove, Florianópolis, Brazil. *Biotemas*, **26**, 79–86.
- Williams A.T. & Simmons S.L. (1996) The degradation of plastic litter in rivers: implications for beaches. *Journal of Coastal Conservation*, **2**, 63–72.

Winston J.E. (1982) Drift plastic—An expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*, **13**, 348–351.

A riqueza sobe o morro: seria a composição das assembleias liquênicas em *Schizolobium parahyba* influenciada pela altitude?

Faga-Pacheco, F.; Crivellaro, M.S.; Cantor, M.; Lemes-Silva, A. L.; Dechoum, M.S.; Gumboski, E.L.

Introdução

Um dos desafios da ecologia de comunidades é compreender os mecanismos que regulam os padrões de distribuição da diversidade biológica. Essa diversidade pode ser entendida sob diversas óticas. A diversidade local, também chamada diversidade alfa, é o número de espécies em uma pequena área de habitat homogêneo. A diversidade regional, ou diversidade gama, é o número de espécies encontrado em todos os habitats dentro de uma área geográfica que não apresenta nenhuma barreira significativa à dispersão dos organismos (Ricklefs, 2010). Quando as espécies ocorrem em todos os habitats em uma região, diz-se que as diversidades locais e regionais serão idênticas. Contudo, caso cada habitat tenha uma biota única, a diversidade regional será igual à soma das diversidades locais de todos os habitats que ela contiver.

A diferença na composição das espécies de um habitat para outro compõe a diversidade beta, que será maior quanto mais elevada for a diferença na composição de espécies entre os habitats. Diversidade beta pode ser caracterizada por dois componentes: o aninhamento e a substituição espacial (Harrison *et al.*, 1992; Baselga

et al., 2007). O aninhamento ocorre quando a biota de comunidades com baixa diversidade alfa representam subconjuntos da biota de comunidades mais diversas (Wright & Reeves, 1992; Ulrich & J. Gotelli, 2007). Tal padrão de distribuição de espécies pode refletir a quantidade de nichos vagos ou ocupados nas diferentes áreas, resultado de processos de extinção em locais com menor riqueza ou de colonização em pontos mais ricos ao longo de um gradiente (Ulrich *et al.*, 2009). Em escalas espaciais maiores, o aninhamento pode também refletir efeito de filtros ambientais. Já a substituição espacial, também conhecida como “turnover” ou “replacement”, é caracterizada pela substituição de espécies entre diferentes áreas. Este padrão ocorre principalmente devido aos filtros ambientais ou espaciais e históricos (Qian *et al.*, 2005).

Variações na biodiversidade ao longo dos diferentes gradientes podem ser explicadas pela especialização de habitat e por restrições na dispersão (Legendre *et al.*, 2005; Qian & Ricklefs, 2007). No caso de gradientes de elevação, embora a riqueza tenda a diminuir do nível do mar em direção aos cumes, os picos de diversidade rotineiramente ocorrem em altitudes intermediárias. Tais padrões de diversidade beta são influenciados principalmente pelas variações na diversidade regional, sendo que as diferenças nos mecanismos intrínsecos de cada comunidade local exercem menor impacto (Kraft *et al.*, 2011). Entretanto, os padrões da beta diversidade podem ainda refletir a variação na força dos mecanismos da comunidade local através de escalas espaciais (ou de gradientes de elevação), assim como as interações bióticas (Bishop *et al.*, 2015).

Em líquens foliícolas, por exemplo, a distribuição das espécies em um gradiente altitudinal é caracterizada pela substituição de espécies entre os extremos do gradiente, mas estes parecem ser aninhados com as elevações intermediárias (Azevedo *et al.*, 2019). Os líquens são organismos simbiotes constituídos pela associação de um fungo (micobionte) e uma ou mais algas e/ou cianobactéria (fotobionte) (Hawksworth & Hill, 1984), embora estudos recentes tenham descoberto que é comum a participação de mais de um micobionte (Pennisi, 2016). Ainda muito se discute se esta associação é mutualística ou se é um parasitismo controlado, mas uma ideia simples para expressar o que é um líquen seria

compreendê-lo como um fungo que cultiva fotobiontes entre as hifas de seu micélio (Goward *et al.*, 1996; Marcelli, 2006).

Líquens são organismos-modelos para estudar diversidade beta, principalmente devido sua sensibilidade a mudanças ambientais (Whitfield, 2001). O objetivo deste trabalho foi compreender o padrão de composição e de distribuição das espécies de líquens ao longo de um gradiente de altitude. Nossa hipótese é de que haverá diferença na composição das espécies num gradiente altitudinal e que essa diferença será explicada pelo aninhamento de espécies a partir das elevações intermediárias, com uma substituição espacial das espécies mais evidenciadas entre os extremos do gradiente.

Metodologia

Área de estudo

Conduzimos o estudo em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa em estágios médio e avançado de regeneração, localizada no Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória, em São Francisco do Sul, Santa Catarina. Entre 30 e 31 de outubro de 2018, percorremos 5 km de trilhas demarcadas existentes, com início na sede do CEPA, abrangendo diferentes altitudes e estágios sucessionais da Mata Atlântica. Durante o percurso, selecionamos 31 indivíduos de garapuvu, *Schizobolium parahyba* (Vell.) Blake (Fabaceae: Caesalpinioideae) para analisar a assembleia líquênica presente. Apenas árvores com circunferência à altura do peito (CAP), mensurada com auxílio de fita métrica, igual ou maior do que 25 cm foram amostradas. Usando o método do fotoquadrado (25 cm x 25 cm), capturamos imagens da porção do tronco orientada para o norte, a fim de evitar efeitos intensos de variação na luminosidade e padronizar a medição. Pela localização geográfica do Município, ao sul do Trópico de Capricórnio, a radiação solar direta apenas advém no sentido norte para sul.

Além disso, mensuramos a luminosidade na face norte, próxima ao caule, com um luxímetro digital (LD-400 Instrumentherm), sempre entre 8h e 10h. Estimamos a rugosidade do caule visualmente, classificando-a entre baixa ou alta por comparação com os indivíduos com as rugosidades extremas. Classificamos os ambientes em que se situavam as árvores em borda de trilha e interior da floresta. Registramos as coordenadas geográficas dos garapuvus e a altitude com o aplicativo Wikiloc, versão 3.6.3-370. Utilizamos um segundo rastreador para registrar o caminho percorrido e para conferência dos dados de georreferenciamento, com o aplicativo Strava, versão 87.0.2. Tomamos as fotos com telefone móvel Moto G5S, com resolução de 16 MP. Posteriormente, as espécies presentes nos fotoquadrados foram identificadas ao menor nível taxonômico possível.

Análise dos dados

A partir da análise exploratória dos dados obtidos, investigamos possíveis fatores abióticos que poderiam interferir na análise dos padrões de distribuição observados ao longo do gradiente altitudinal. Para explorar a relação entre riqueza de espécies e variáveis explanatórias numéricas, utilizamos regressão linear simples. Para analisar a relação entre a riqueza e variáveis categóricas usamos análise de variância (ANOVA).

Geramos uma curva média de acumulação de espécies por permutação através da média de 1000 simulações aleatórias das unidades amostrais. Um intervalo de confiança de 95% foi obtido a partir do erro-padrão associado (Efron & Tibshirani, 1993; Magurran, 2004; Schilling *et al.*, 2012). Uma vantagem da curva por permutação é que ela permite gerar intervalos de confiança empíricos, baseados na distribuição das curvas geradas pelas permutações (Batista & Schilling, 2006). A curva de acumulação foi sobreposta a curva do coletor, definida a partir do número de espécies acumulado sequencialmente pelas amostragens de campo (Schilling & Batista, 2008). Como as curvas de acumulação de espécies são técnicas inapropriadas para se determinar a diversidade regional esperada e a suficiência amostral em

ambientes florestais tropicais (Schilling & Batista, 2008), esses parâmetros não serão apresentados.

Para calcular a partição da diversidade beta, as amostras foram agrupadas em cinco classes de altitude, que abrangeram os seguintes intervalos: de 20 a 40 metros a partir do nível do mar; entre 41 e 60 metros; entre 61 e 80 metros; entre 80 e 100 metros; e acima de 100 metros. Ao menos cinco indivíduos em cada classe de altitude foram amostrados.

Para investigar a composição das espécies ou morfoespécies de líquens, calculamos uma matriz de dissimilaridade de Sorensen entre classes de altitude. A partir desta, calculamos os componentes da diversidade beta, substituição espacial e aninhamento.

Para verificar a fração de explicação das variáveis ambientais na ocorrência de morfoespécies de líquens, realizamos uma análise de redundância (RDA). Para padronização da escala, realizamos a standardização das variáveis ambientais. Para acessar a significância de cada eixo da RDA, utilizamos a função "anova.cca" do pacote "vegan", que executa permutações e as compara por ANOVA. Os dados foram analisados em ambiente R (R Core Team, 2018), com auxílio dos pacotes "car" (Fox & Weisberg, 2011), "betapart" (Baselga, 2010, 2012) e "vegan" (Oksanen *et al.*, 2010).

Resultados

Amostramos 31 árvores de garapuvu, as quais apresentaram um total de 78 registros de líquens, distribuídos em 23 morfoespécies. A curva de acumulação obtida não tendeu à estabilização (Figura 1). Os parâmetros abióticos analisados apresentaram baixa colinearidade (Figura 2). A fim de ajustar os dados à distribuição normal, usamos a transformação $\log(x+1)$ nos dados de luminosidade.

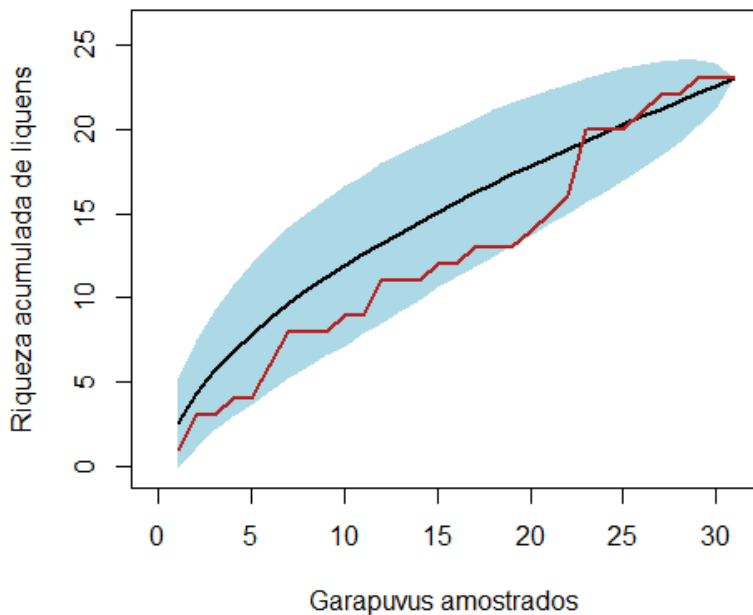


Figura 1. Curva de acumulação geral de (morfo)espécies de líquens. A linha preta mostra a curva média de acumulação após 1000 permutações. A área demarcada ao seu redor ressalta os intervalos de confiança de 95%. A linha mais clara é a curva do coletor.

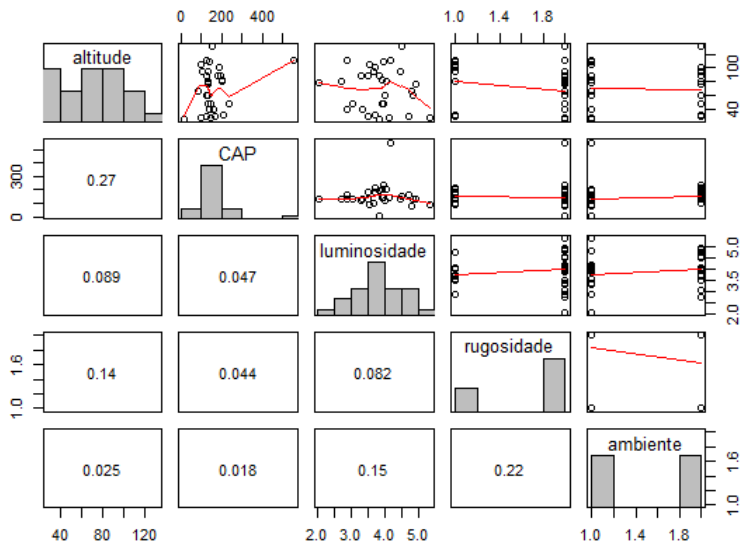


Figura 2. Análise de multicolinearidade entre as variáveis explanatórias. Na diagonal central é mostrado um histograma com as frequências de ocorrência de cada variável. Acima da diagonal, as variáveis são plotadas umas contra as outras. O valor numérico da correlação entre as variáveis encontra-se abaixo da diagonal.

A maior riqueza de morfoespécies foi encontrada a maiores altitudes, enquanto as menores riquezas ocorreram nas amostras de menor altitude (Tabela 1; $r^2=0,182$; $F=7,664$; $gl=29$; $p=0,010$; Figura 3).

Tabela 1. Comparação da riqueza de morfoespécies encontrada em cada classe de altitude.

Altitude	20-40m	41-60m	61-80m	81-100m	> 100m
Riqueza	6	5	8	12	9

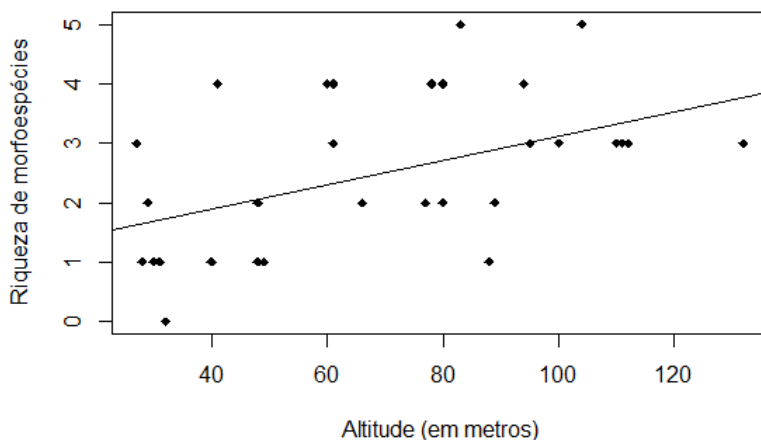


Figura 3. Relação entre a riqueza de morfoespécies e o gradiente altitudinal.

Não houve correlação entre altitude e os demais parâmetros abióticos medidos, como luminosidade ($t=-0,471$; $gl=28$; $p=0,641$) e circunferência à altura do peito das árvores amostradas ($t=1,490$; $gl=29$; $p=0,147$).

A riqueza de espécies não variou entre diferentes ambientes ($F=1,321$; $gl=1$; $p=0,26$), rugosidades do tronco ($F=0,156$; $gl=1$; $p=0,696$), CAP ($r^2=-0,032$; $F=0,057$; $gl=29$; $p=0,813$) ou luminosidade ($r^2=-0,034$; $F=0,046$; $gl=28$; $p=0,833$).

A distribuição e composição das espécies ao longo dos diferentes gradientes altitudinais encontra-se na Tabela 2. Apenas um dos 31 indivíduos de garapuvu não continha nenhum líquen em sua face norte entre 1 e 2 metros de altura, sendo este, portanto, excluído das análises de dissimilaridade.

Tabela 2. Distribuição das espécies ao longo dos diferentes gradientes altitudinais. A cor negra indica espécies presentes em mais de uma classe de altitude. A coloração cinza representa espécies com distribuição apenas dentro de uma classe de altitude. Siglas: CBP=crosta branca com propágulos; CBE=crosta branca estéril; CVS=crosta verde sorediada; CSP=crosta com sorais capitados; CP=crosta parda; CBS=crosta branca sorediada; CVE=crosta verde estéril.

Morfoespécies	20 - 40 m	40 - 60 m	60 - 80 m	80 - 100 m	>100 m	Hábito
<i>Lepraria</i> sp.2	■					Crostoso
CBP	■					Crostoso
<i>Lepraria</i> aff.	■		■			Crostoso
<i>Coenogonium</i> sp.	■	■	■	■	■	Folioso
CBE	■					Crostoso
CVS sp.1	■					Crostoso
CSP		■				Crostoso
<i>Dichosporidium</i> aff.		■				Crostoso
<i>Porina</i> cf.		■		■		Crostoso
<i>Porina</i> sp.1		■	■	■	■	Crostoso
<i>Herpothallon rubrocinctum</i>			■			Crostoso
CP			■			Crostoso
<i>Herpothallon</i> sp.1			■		■	Crostoso
<i>Herpothallon</i> sp.2				■		Crostoso
CVS sp.2				■		Crostoso
CBS				■		Crostoso
<i>Porina distans</i>				■		Crostoso
<i>Phyllopsora</i> cf.				■		Folioso-Esquamuloso
Esquamuloso				■		Folioso-Esquamuloso
CVE				■	■	Crostoso
<i>Porina</i> sp.2					■	Crostoso
<i>Pannaria</i> sp.					■	Folioso
<i>Herpothallon</i> cf. <i>antillarum</i>					■	Crostoso

O principal processo a atuar para explicar a diferença na composição de espécies entre as diferentes áreas foi a substituição espacial, evidenciada pelos elevados valores do índice de Beta-Substituição da matriz de Sorensen (Tabela 3). Os valores de aninhamento variaram entre 0,08 e 0,25, enquanto os de substituição estiveram entre 0,38 e 0,60. A similaridade entre todas as classes de altitude apresentou valores

medianos, sugerindo a importância de um conjunto de processos atuando em conjunto.

Tabela 3. Matriz de dissimilaridade de Sorensen, com índices do particionamento da diversidade beta, mostrando a porção total da diversidade beta, o componente de aninhamento e a substituição.

Índice de Substituição				
	20-40 m	41-60 m	61-80 m	81-100 m
41 - 60 m	0,600			
61 - 80 m	0,333	0,600		
81 - 100 m	0,500	0,400	0,500	
> 100 m	0,500	0,600	0,375	0,444

Índice de Aninhamento				
	20-40 m	41-60 m	61-80 m	81-100 m
41 - 60 m	0,036			
61 - 80 m	0,095	0,092		
81 - 100 m	0,167	0,247	0,100	
> 100 m	0,100	0,114	0,037	0,079

Diversidade Beta Total				
	20-40 m	41-60 m	61-80 m	81-100 m
41 - 60 m	0,636			
61 - 80 m	0,429	0,692		
81 - 100 m	0,667	0,647	0,600	
> 100 m	0,600	0,714	0,412	0,524

Os dois principais eixos da RDA explicaram 67,5% da relação das variáveis ambientais com a presença das morfoespécies (Figura 4). O primeiro eixo da RDA explica 38,7% e é negativamente influenciada pela rugosidade baixa (-0,73) e positivamente pela altitude (0,60). O segundo eixo explica 28,8% da relação e é negativamente correlacionada com o ambiente floresta (-0,61) e positivamente pela altitude (0,53). A ANOVA indicou que apenas o primeiro eixo da RDA é significativo, sugerindo que apenas a rugosidade baixa e a altitude influenciam a presença das morfoespécies de líquens. Contudo, a baixa explicação desse eixo da RDA (38,7%) também indica que esses fatores ambientais não parecem ser os que mais contribuem à ocorrência das morfoespécies de líquens.

Discussão

A ecologia dos líquens permanece bastante desconhecida. Os processos, padrões e fenômenos que orientam a sua distribuição espacial e ocorrência ainda são pouco conhecidos para a maioria dos ambientes. Nosso trabalho é uma pequena contribuição para que, nesse escopo, possam-se desvendar os mecanismos que regem a diversidade dos líquens.

Nas altitudes mais elevadas houve uma maior riqueza média de líquens nos espécimens de garapuvus. Uma potencial explicação para esse padrão é o avanço no estágio de regeneração da floresta com a altitude. O garapuvu é uma espécie pioneira no processo de sucessão vegetal, sendo, portanto, mais comum nos estágios iniciais de regeneração. Com o avanço desse processo, espécies secundárias tardias e climáticas desenvolvem-se em áreas uma vez ocupadas pelas pioneiras, gerando maior complexidade ambiental, potencialmente permitindo que espécies de líquens de condições ambientais mais estritas possam se desenvolver. Sugerimos que o processo de sucessão mais avançado em altitudes maiores nesta região possa influenciar a riqueza de líquens. Assembleia de líquens podem estar empobrecidas em ambientes mais alterados aos mais prístinos, como observaram Lucheta *et al.* (2018) para diferentes níveis de urbanização, de forma similar ao que se poderia esperar em um gradiente de sucessão.

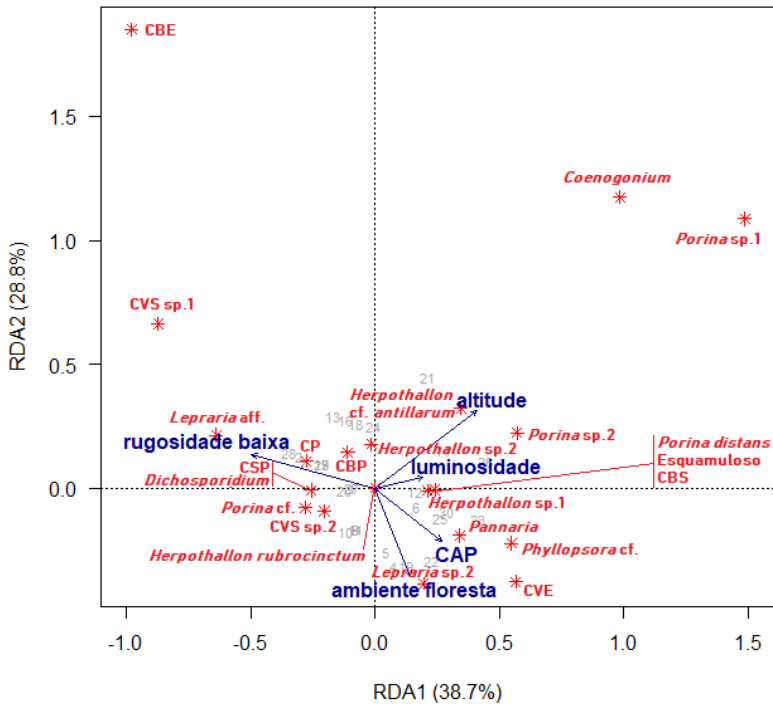


Figura 4. Análise de Redundância (RDA) entre as ocorrências das morfoespécies de líquens e as variáveis ambientais altitude, ambiente (borda e floresta), circunferência na altura do peito (CAP), luminosidade e rugosidade (alta e baixa). Os números representam a identificação das árvores.

De igual forma, outro processo similar poderia estar atuando conjuntamente para explicar a maior riqueza observada com a altitude. Indivíduos maiores e mais antigos de garapuvu podem ter se desenvolvido primeiro nas áreas mais altas, sendo posteriormente acossados pelo avançar da sucessão florestal. Com um tempo maior, mais espécies de líquens podem ter se desenvolvido sobre os troncos destes

garapuvus. Em nosso trabalho, não observamos uma riqueza maior em árvores com maior circunferência, sendo que o tempo de vida pode influenciar os padrões de riqueza observados. Esses fatores poderiam contribuir para uma maior exposição do caule a propágulos, sendo uma porta de entrada para a colonização pelos líquens (Nascimbene *et al.*, 2009).

Uma possível explicação que merece ser testada para explicar essa variação ao longo do gradiente altitudinal é justamente a influência da chuva de propágulos das alturas superiores da árvore sobre o caule inferior e como isso contribui para uma possível zonação caulinar (Nascimbene *et al.*, 2009) ou ainda para a dispersão vertical das espécies.

Outro fator que pode ter influenciado o padrão de aumento da riqueza é a variação de altitude amostrada. Nossas amostragens foram feitas entre 26 e 132 metros acima do nível do mar. Essa pequena variação em baixas altitudes pode mascarar o chamado “Efeito do Domínio Médio” (EDM, Colwell & Hurr, 1994; Borges, 2011). Essa hipótese prediz que a maior riqueza ocorre em altitudes intermediárias, exibindo um padrão gráfico no qual a curva da riqueza aumenta até certa altitude e, posteriormente, decai (Rahbek, 1995; Nunes & Santos, 2011). De fato, em uma revisão multi-taxonômica, Borges (2011) observou que dois padrões são os mais frequentes em um gradiente altitudinal: a redução monotônica e a variação unimodal (como o Efeito do Domínio Médio), não havendo nenhum padrão claro com apenas incremento da riqueza com a altitude. A variação média de altitude dos trabalhos avaliados foi de 1704 metros, que abrigaram, em média, 92 espécies, em comparação com os 106 metros e 23 espécies do presente estudo. É possível, portanto, que o aumento que observamos seja parte da curva ascendente de um Efeito do Domínio Médio e que, nas partes mais superiores, a diversidade líquênica poderia reduzir a partir de uma altitude intermediária. Por sinal, Pinokiyo *et al.* (2008), avaliando assembleias de líquens nas cordilheiras indianas, observaram que a altitude e umidade eram fatores relacionados à diversidade de líquens. Eles encontraram maior diversidade nas altitudes intermediárias, fator relacionado também ao fato de que eles amostraram até altitudes próximas ao topo das montanhas, entre 400 e 2700 metros. Entretanto, Çobanoğlu & Sevgi (2009) também encontraram aumento da

riqueza com a altitude ao estudarem os líquens que cresciam sobre cedros-do-Líbano *Cedrus libani* em uma floresta temperada na Turquia entre 1300 e 1900 metros.

Em outros grupos taxonômicos, Nunes & Santos (2011), revisando 11 artigos sobre distribuição altitudinal de moluscos terrestres, encontraram em seis artigos evidência do Efeito do Domínio Médio e em quatro, de redução monotônica. Estudando pequenos mamíferos não-voadores no Espírito Santo, entre 0 e 3000 metros de altitude, Vale (2015) também observou maiores riquezas em altitudes intermediárias, assim como Gonçalves (2016), que avaliou plantas da família Melastomataceae no Rio de Janeiro entre 0 e 2000 metros. Em compensação, Fávoro *et al.* (2006) encontraram maior riqueza de aves Furnariidae em altitudes maiores ao explorar áreas entre 610 e 1010 metros no Paraná.

Assembleias de líquens entre altitudes diferentes variaram bastante entre si, apesar da presença de morfoespécies comuns ao longo de todo o gradiente, como a crosta branca estéril (CBE) e a crosta verde sorediada (CVS). Essas morfoespécies aparentam ter uma distribuição geral mais ampla que as demais espécies, sugerindo uma capacidade de adaptação e permanência nos mais variados ambientes. Ainda assim, nossos resultados sugerem que o principal fenômeno que explica esta variação é a substituição espacial em vez do aninhamento, ou seja, apesar de existir certa manutenção de espécies ao longo do gradiente, grande parte da diversidade é explicada pela presença de organismos que não foram observados em altitudes adjacentes.

Destaca-se também que grande parte das morfoespécies com um único registro ("singletons") ocorreram em altitudes mais elevadas. Isto nos leva a crer que a maior riqueza por amostra também se relaciona com a maior diversidade do "pool" de espécies presentes a maiores altitudes. Quanto mais espécies diferentes em uma região, maior a probabilidade de em amostras diferentes terem espécies diferentes.

Alguns resultados similares foram vistos em outros trabalhos. Pinokiyo *et al.* (2008) também verificaram um elevado número de "singletons" (77 de 177 espécies, contra 15 de 23 morfoespécies aqui), bem como a substituição espacial como sendo o padrão predominante para a conformação das assembleias líquênicas em diferentes

altitudes. Já Fávoro *et al.* (2006) observaram um aninhamento das espécies com maior distribuição e uma substituição espacial evidente entre as altitudes maiores e menores. Por sua vez, o aninhamento a partir do centro foi o padrão encontrado para a diversidade beta de pequenos mamíferos (Vale, 2015).

Algumas questões metodológicas, aliadas às diferenças entre as diversidades alfa e gama na escala estudada, também podem ajudar a explicar os padrões observados. Os processos de substituição de espécies, quando essas diversidades divergem grandemente, levam à geração de grandes resíduos em amostras pequenas. A análise desses resíduos pode elevar a chance de processos estocásticos atuarem na formação de um aparente padrão em relação a processos determinísticos, explicando a variação significativa da riqueza com a altitude. Uma forma de tentar minimizar os resíduos e melhorar a amostragem pode ser utilizando-se uma área maior por indivíduo amostrado, de forma a aumentar a alfa diversidade nas amostras e minimizar os resíduos, em caso de um fenômeno determinístico.

Em média, cada garapuvu tinha 2,5 morfoespécies de líquens, a baixa riqueza encontrada por unidade amostral poderia ser consequência de uma diversidade regional elevada, o que poderia levar aos padrões de substituição espacial observados. De fato, a falta de estabilização na curva de acumulação sugere que grande parte das espécies que ocorrem na área ainda não foi registrada (Magurran, 2004; Schilling & Batista, 2008), situação frequente em florestas tropicais (Schilling & Batista, 2008; Schilling *et al.*, 2012).

A falta de relação entre diversos fatores abióticos — luminosidade, ambiente e rugosidade do tronco — põe em questão também a influência de processos ecológicos para a determinação do padrão de distribuição das espécies no local. Na mesma área, demonstramos (Faga-Pacheco *et al.*, 2019) que padrões de ocorrência em assembleias de líquens não ocorrem ao acaso e que fatores ecológicos são os que melhor explicariam a distribuição observada. Essa falta de relação também ficou evidenciada pela baixa explicação dos eixos da RDA, reforçando que outros fatores, além das variáveis ambientais aqui consideradas, devem explicar melhor a ocorrência das morfoespécies de líquens. Apesar da baixa explicação, a altitude

parece ser um fator importante para o padrão de substituição observado, com o aumento da riqueza nas altitudes mais elevadas.

No presente trabalho, bem como em Faga-Pacheco *et al.* (2019), não encontramos influência da luminosidade nos padrões que parecem reger a assembleia liquênica. Ao tentar minimizar os efeitos das técnicas de mensuração da luminosidade, com a padronização da amostragem apenas às faces viradas ao norte, seguindo o caminho do astro-rei pela eclíptica, pudemos inferir com mais precisão a influência da elevação nos padrões de diversidade.

Um resultado observado a partir da lista de espécies foi que poucos registros de líquens foliosos e esquamulosos ocorreram abaixo de 80m de altitude. Foi apenas um registro entre 20 e 40 metros e um registro entre 61 e 80 metros, ambos de *Coenogonium*, enquanto houve 10 registros acima de 80 metros, englobando quatro morfoespécies. Nunes *et al.* (2018) observaram que a presença de líquens foliosos está relacionada com a umidade relativa do ar, que deve ser superior em maiores altitudes na área de estudo, seguindo o padrão de sucessão florestal.

As morfoespécies com maior distribuição têm taxonomia complexa e o avanço na identificação das espécies liquênicas deve contribuir para a sistemática. Caso se siga o padrão observado em diversos organismos, isso levará à descrição de novas espécies a partir das atuais, com cada uma geralmente ocupando uma área de distribuição mais restrita. Isso poderá aumentar a riqueza regional, bem como ampliar a importância da substituição para a composição da diversidade beta. O pobre conhecimento sobre ecologia e mesmo taxonomia de líquens pode e deve ser ressaltado. Enfatizamos que apenas recentemente certificou-se que os líquens poderiam ser compostos por mais de um organismo micobionte (ver Pennisi, 2016).

Cabe, por fim, frisar a escolha de apenas uma das espécies vegetais presentes no fragmento florestal. Nenhum dos líquens amostrados tem ocorrência restrita e/ou exclusiva em caules de garapuvu. A presença e distribuição de líquens nessas árvores, portanto, parece estar associada à composição de toda a assembleia, sendo necessários mais estudos para se compreender as forças que comandam a distribuição das espécies liquênicas nessa escala regional.

Conclusões

O isolamento de determinados parâmetros, como a espécie vegetal e a orientação em relação ao Sol permitiu avançar na análise de como o gradiente altitudinal influencia o padrão de distribuição de líquens ao longo de uma área de Mata Atlântica em estágio secundário e avançado de regeneração. Encontramos um aumento na riqueza de líquens com o aumento da altitude, entre 20 e mais de 100 metros acima do nível do mar, e constatamos que a substituição espacial foi principal padrão explanatório para a diversidade beta observada.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA) Vila da Glória e à Univille, por darem as condições para que esse estudo pudesse ser conduzido, em especial ao professor Cláudio Türeck. Agradecemos também ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina. Somos gratos a todos os colegas do curso de Ecologia de Campo 2018, bem como aos professores e demais pós-doutorandos (Eduardo Luis Hettwer Giehl e Thiago Silveira) e todas as pessoas que estiveram envolvidas direta e indiretamente em nossa estadia em São Francisco do Sul. A Profa. Dra. Bárbara Segal Ramos teceu comentários que aprimoraram a discussão. FFP agradece ao CNPq pela bolsa de mestrado (Processo 133320/2018-9) e ao Prof. Dr. Carlos Frederico Deluqui Gurgel, pelo aceite como orientador. MSC e BMV agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001 pelas bolsas de estudo. A parceria nos trabalhos de campo e os resultados das análises inspiraram a canção "GarapuLíquens", que se encontra no Anexo IV deste livro.

Referências

- Azevedo E.Z., Clivatti T.R.O.S., Pierry J.C., Barbieri C.B. & Gumboski E.L. (2019) Distribuição da comunidade de líquens foliícolas ao longo de um gradiente altitudinal na mata Atlântica. *Ecologia de campo: Estudos ecológicos na Baía Babitonga* (ed. por S.M.B. da Cunha, F. Faga-Pacheco, A.L. Lemes-Silva, L.C.P. de Macedo-Soares, T.C.L. Silveira e R.H.A. de Freitas), PPG Ecologia 2019 UFSC, Florianópolis.
- Baselga A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134–143.
- Baselga A. (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 1223–1232.
- Baselga A., Jiménez-Valverde A. & Niccolini G. (2007) A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology Letters*, **3**, 642–645.
- Batista J.L.F. & Schilling A.C. (2006) Um algoritmo matricial para construção da “Curva de Acumulação de Espécies”. *METRVM*, **3**, 1–12.
- Bishop T.R., Robertson M.P., Rensburg B.J. van & Parr C.L. (2015) Contrasting species and functional beta diversity in montane ant assemblages. *Journal of Biogeography*, **42**, 1776–1786.
- Borges D.F. de M. (2011) Padrões de variação na riqueza de espécies em gradientes altitudinais: uma revisão multi-taxonomica. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília. 85p.
- Colwell R.K. & Hurtt G.C. (1994) Nonbiological gradients in species richness and a spurious Rapoport Effect. *The American Naturalist*, **144**, 570–595.
- Çobanoğlu G. & Sevgi O. (2009) Analysis of the distribution of epiphytic lichens on *Cedrus libani* in Elmali Research Forest (Antalya, Turkey). *Journal of Environmental Biology*, **30**, 205–212.
- Efron B. & Tibshirani R.J. (1993) *An introduction to the bootstrap*. Nova York: Chapman & Hall.
- Faga-Pacheco F., Crivellaro M., Villa B., Gumboski E., Dechoum M. & Cantor M. (2019) Nada é por acaso: co-ocorrência sugere importância de interações

- ecológicas na estruturação da assembleia de líquens em Floresta Ombrófila Densa. *Ecologia de campo: Estudos ecológicos na Baía Babitonga* (ed. por S.M.B. da Cunha, F. Faga-Pacheco, A.L. Lemes-Silva, L.C.P. de Macedo-Moraes, T.C.L. Silveira e R.H.A. de Freitas), PPG Ecologia 2018 UFSC, Florianópolis.
- Fávaro F. de L., Anjos L. dos, Lopes E.V., Mendonça L.B. & Volpato G.H. (2006) Efeito do gradiente altitudinal/latitudinal sobre espécies de aves florestais da família Furnariidae na Bacia do Rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**, 261–266.
- Fox J. & Weisberg S. (2011) *An R companion to applied regression*. Thousand Oaks, CA: Sage.
- Gonçalves K.C. da S. (2016) Efeito do gradiente altitudinal na estrutura e riqueza de Melastomataceae em um trecho de Floresta Atlântica do Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. pp.172.
- Goward T., Breuss O., Ryan B., McCune B., Sipman H. & Scheidegger C. (1996) Notes on the lichens and allied fungi of British Columbia. III. *The Bryologist*, **99**, 439.
- Harrison S., Ross S.J. & Lawton J.H. (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *The Journal of Animal Ecology*, **61**, 151–158.
- Hawksworth D.L. & Hill D.J. (1984) *The lichen-forming fungi*. Blackie: Chapman & Hall, New York.
- Kraft N.J.B., Comita L.S., Chase J.M., Sanders N.J., Swenson N.G., Crist T.O., Stegen J.C., Vellend M., Boyle B., Anderson M.J., Cornell H.V., Davies K.F., Freestone A.L., Inouye B.D., Harrison S.P. & Myers J.A. (2011) Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, **333**, 1755–1758.
- Legendre P., Borcard D. & Peres-Neto P.R. (2005) Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, **75**, 435–450.
- Lucheta F., Koch N.M., Martins S.M. de A., Schmitt J.L., Lucheta F., Koch N.M., Martins S.M. de A. & Schmitt J.L. (2018) Comunidade de líquens corticícolas

- em um gradiente de urbanização na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no sul do Brasil. *Rodriguésia*, **69**, 323–334.
- Magurran A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Marcelli M. (2006) Fungos Liquenizados. *Biologia de liquens*. (ed. por L. Xavier Filho, M. Legaz, C. Córdoba e E. Pereira), pp. 503–520. Âmbito Cultural Edições Ltda., Rio de Janeiro, RJ.
- Nascimbene J., Marini L., Motta R. & Nimis P.L. (2009) Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, **18**, 1509–1522.
- Nunes G. & Santos S. dos (2011) Gradiente de altitude e riqueza de espécies: Como o estudo dos moluscos terrestres contribui com esta questão? *Oecologia Australis*, **15**, 854–868.
- Nunes L., Costa G.B. & Dechoum M.S. (2018) Distribuição espacial de líquens cortícolas associados a *Araucaria angustifolia* em uma Floresta Ombrófila Mista. *Ecologia de campo: Ambientes costeiros e montanos* (ed. por M.A. Hayata, L. Nunes, A.L.L. da Silva, T.C.L. Silveira e E.L.H. Giehl), PPG Ecologia 2017 UFSC, Florianópolis. pp. 363–371.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Wagner H. (2010) *Vegan: Community ecology package*. R Package Version 1.17-4.
- Pennisi E. (2016) A lichen ménage à trois. *Science*, **353**, 337.
- Pinokiyo A., Singh K.P. & Singh J.S. (2008) Diversity and distribution of lichens in relation to altitude within a protected biodiversity hot spot, north-east India. *The Lichenologist*, **40**, 47–62.
- Qian H. & Ricklefs R.E. (2007) A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. *Ecology Letters*, **10**, 737–744.
- Qian H., Ricklefs R.E. & White P.S. (2005) Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, **8**, 15–22.

- R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahbek C. (1995) The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, **18**, 200–205.
- Ricklefs R.E. (2010) *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro, RJ. Guanabara Koogan.
- Schilling A.C. & Batista J.L.F. (2008) Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, **31**, 179–187.
- Schilling A.C., Batista J.L.F. & Couto H.Z. do (2012) Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. *Ciência Florestal*, **22**, 101–111.
- Ulrich W. & J. Gotelli N. (2007) Disentangling community patterns of nestedness and species co-occurrence. *Oikos*, **116**, 2053–2061.
- Ulrich W., Almeida-Neto M. & Gotelli W Ulrich ulrichw N.J. (2009) A consumer's guide to nestedness analysis The basic concept. *Oikos*, **118**, 3–17.
- Vale V. (2015) *Influência do gradiente altitudinal na composição da fauna de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado em Biologia Animal. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. pp 90.
- Whitfield J. (2001) Vital signs. *Nature*, **411**, 989–990.
- Wright D.H. & Reeves J.H. (1992) On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, **92**, 416–428.

Juntos somos mais? Macroinvertebrados aquáticos em fitotelmatas de *Vriesea* spp. (Bromeliaceae) agrupadas e isoladas

Assis, A.H.; Mora-Rave, J.M.; Lemes-Silva, A.L.

Introdução

Na tentativa de explicar os padrões de distribuição dos organismos na superfície da Terra e de entender os processos e mecanismos para essa distribuição, em 1967 os biólogos MacArthur e Wilson propuseram a Teoria de Biogeografia de Ilhas (TBI) (Townsend *et al.*, 2009). Essa teoria é um modelo teórico que prevê uma relação positiva entre o número de espécies presentes em uma ilha oceânica ou ambiente isolado por uma matriz heterogênea e a sua área (tamanho de habitat), assim como prevê a relação negativa entre o grau de isolamento (distância entre manchas) e a riqueza de espécies (MacArthur & Wilson, 1967; Willig *et al.*, 2003).

Existem numerosos habitats com características particulares que podem ser comparados ecologicamente à ilhas, variando desde ambientes de escalas continentais à microcosmos. No interior da Floresta Mata Atlântica, todos os dias grande quantidade de matéria orgânica é depositada e decomposta no solo da floresta e parte dessa matéria orgânica, juntamente com a chuva, acumula-se em espécies de plantas que possuem cavidades no seu entorno (Carrias *et al.*, 2001). Essas cavidades conhecidas como fitotelmata são capazes de manter uma biota associada, tornando-se valiosas para estudos ecológicos (Frank & Lounibos, 1983).

Dentre as famílias de plantas formadoras desses ecossistemas, destacam-se as bromélias, devido à disposição de suas folhas em roseta que formam um tanque central e diversos laterais, caracterizando-se por serem habitações naturais (Ratsirarson & Silander, 1996) que provêm tanto reservas de nutrientes, como refúgio para uma rica fauna de vertebrados e invertebrados aquáticos (Frank & Lounibos, 1983).

Os invertebrados aquáticos são organismos de pequenas dimensões, que desenvolvem parte de seu ciclo biológico em ambientes aquáticos e vivem associados aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc) (Carrias *et al.*, 2001). Estes organismos possuem adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais para colonizar substratos presentes em diferentes condições ecológicas, como por exemplo, o fitotelmo das bromélias (Wittman, 2000). Sendo assim, considerando as premissas teóricas da TBI, formulamos a seguinte hipótese: A riqueza e a abundância de macroinvertebrados aquáticos são maiores em bromélias agrupadas e diminuem conforme aumenta a distância entre as “ilhas” (bromélias isoladas) em relação a suas “fontes colonizadoras” (bromélias agrupadas). Para isto, o objetivo deste trabalho foi avaliar se a distância entre manchas de bromélias, as quais foram consideradas “ilhas” (quando dispostas isoladamente) e “fontes colonizadoras” (quando agrupadas), e o tamanho de habitat disponível, medido através do volume de água nos tanques, influenciam na riqueza e abundância de macroinvertebrados aquáticos associados à fitotelmatas.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado no Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais – CEPA, Vila da Glória. O CEPA está inserido no Bioma Mata Atlântica, em São Francisco do Sul/SC (coordenadas: 26° 02' - 26° 28'S e 48° 28' - 48° 50' W). Para este estudo foram

selecionados bromélias-tanques em diferentes trechos de vegetação em estágio intermediário de regeneração. As bromélias (do chão) foram agrupadas em duas categorias: isoladas e agrupadas. Consideramos como bromélias isoladas (ilhas), os indivíduos que se desenvolveram isolados, sem agrupamentos. Por outro lado, consideramos bromélias agrupadas, os indivíduos que estavam associados a outros indivíduos da mesma espécie (fontes colonizadoras).

Coleta de dados

As coletas foram realizadas nos dias 30 e 31 de outubro de 2018 no período matutino. Foram coletados macroinvertebrados aquáticos de 7 subgrupos contendo um indivíduo isolado e indivíduos em agrupamento, sendo cada subgrupo amostrado com uma distância mínima de 10 metros. Para as bromélias serem consideradas pertencentes ao mesmo subgrupo, estipulou-se distância média de aproximadamente dois metros entre isolada/agrupadas.

A água acumuladas nas cavidades das bromélias foram coletadas removendo-as do solo e despejando todo o seu conteúdo líquido em uma bandeja (Figura 1-A). Toda a água retirada foi então filtrada em uma peneira de 450 micrômetros, para retenção dos macroinvertebrados. A água filtrada foi despejada em um Becker para mensurar o volume de água amostrado em cada bromélia (Figura 1-B). Os macroinvertebrados retidos na peneira foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados, para posterior triagem e identificação com auxílio de lupa eletrônica. Os organismos coletados foram identificados em morfotipos e foi registrada a composição de morfotipos de cada bromélia.

Em campo, para cada bromélia amostrada foram também aferidas as seguintes variáveis: distância da bromélia isolada para o agrupamento de bromélias, número de bromélias nos agrupamentos, altura (m), diâmetro (cm), número de folhas e volume de água (ml). Para cada agrupamento foi amostrado um único indivíduo de bromélia.

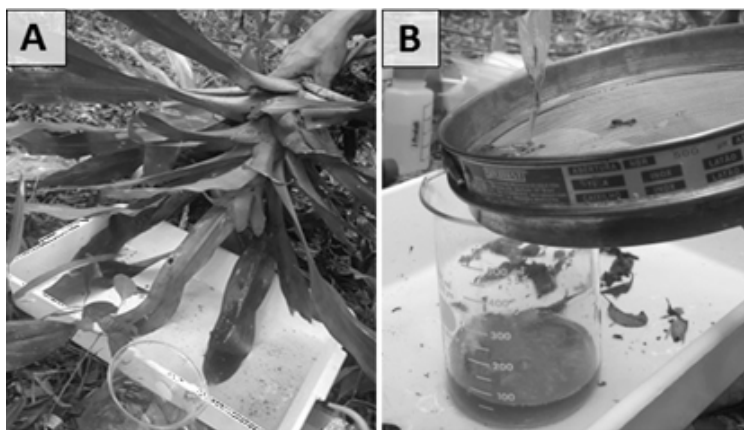


Figura 1. Coleta de dados: A - Retirada do conteúdo líquido; B- Filtragem para retenção dos macroinvertebrados aquáticos.

Análise de dados

Testes T pareados foram realizados para verificar as diferenças na riqueza taxonômica e na abundância total dos macroinvertebrados em relação ao tipo de bromélias (se isoladas ou agrupadas). Para melhor atender aos pressupostos da análise, os dados foram transformados em raiz quadrada. O índice de diversidade Shannon (Magurran, 2011) foi aplicado seguido do teste t (Zar, 2010) para verificar possíveis diferenças entre a diversidade das duas áreas. Também foram realizadas regressões lineares simples para verificar as relações entre riqueza e abundância taxonômica sobre o volume de água nos tanques de bromélias (área/habitat disponível), como também sobre a distância entre os tipos de agrupamento. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando os programas Microsoft Excel e R (R Core Team, 2018).

Resultados

A área das bromélias amostradas variou de 0,36 m² para plantas isoladas para 0,53 m² para as plantas agrupadas. O volume de água dentro dos tanques das bromélias variou de 62,14 ml para plantas isoladas para 79,29 ml em bromélias associadas. O número de folhas foi semelhante para os dois tipos de plantas e a distância entre as plantas isoladas e agrupadas foi em média 2,63 m. (Tabela 1).

Tabela 1. Média e desvio padrão das características medidas em bromélias isoladas e agrupadas em ambientes de Mata Atlântica.

Variavel	Isolado	Agrupado
Altura (m)	0,41 ± 0,15	0,53 ± 0,23
Area (m ²)	0,36 ± 0,16	0,53 ± 0,31
Volume (ml)	62,14 ± 70,64	79,29 ± 62,88
Nº de folhas	16,57 ± 6,70	17,86 ± 3,02
Nº de individuos	1	6,86 ± 4,49
Distância (m)	2,63 ± 0,79	2,63 ± 0,79

Um total de 403 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos associados às fitotelmatas das bromélias foram amostrados, divididos em 19 táxons, tais como famílias de dípteros, coleópteros, crustáceos e anelídeos. Ostracoda (Crustacea), Culicidae e Ceratopogonidae foram os invertebrados mais frequentes nas bromélias agrupadas, representando 58,4% do total de indivíduos. Quanto às bromélias isoladas, Copepoda, Ostracoda e Culicidae representaram 63% dos indivíduos encontrados (Tabela 2). Além disso, 11 dos 19 táxons de macroinvertebrados observados, incluindo os três mais abundantes, estão presentes nas fitotelmatas de ambos os tipos de bromélias (isoladas e agrupadas), cinco táxons são exclusivos das plantas agrupadas e três das isoladas (Tabela 3).

Tabela 2. Distribuição de frequências de táxons coletados na fitotelma das bromélias isoladas e agrupadas em ambiente de mata atlântica.

Táxon	Agrupados	Fr (%)	Isolado	Fr (%)	Total
Ostracoda	70	25,7	25	19,1	95
Culicidae	50	18,4	18	13,7	68
Copepoda	27	9,9	36	27,5	63
Ceratopogonidae	39	14,3	12	9,2	51
Chironomidae	30	11,0	13	9,9	43
Oligochaeta	13	4,8	7	5,3	20
Chironomidae_sp2	18	6,6	0	0,0	18
Acari_sp1	13	4,8	4	3,1	17
Acari_sp2	1	0,4	4	3,1	5
Collembola	1	0,4	4	3,1	5
Odonata_sp1	3	0,0	1	0,8	4
Pyralide	0	0,0	3	2,3	3
Coleoptera_sp1	1	0,4	2	1,5	3
Scirtidae	2	0,7	0	0,0	2
Tipulidae	2	0,7	0	0,0	2
Odonata_sp2	1	0,0	0	0,0	1
Tabanidae	0	0,0	1	0,8	1
Gyrinidae	1	0,4	0	0,0	1
Nematoide	0	0,0	1	0,8	1
Total	272	98,5	131	100,0	403

Tabela 3. Lista de táxons de macroinvertebrados em Bromélias agrupadas e isoladas, representando as espécies exclusivas de cada tipo e as espécies compartilhadas entre elas.

Bromélias Agrupadas	Bromélias Isoladas
Chironomidae_sp2	
Scirtidae	
Tipulidae	
Odonata_sp2	
Gyirinidae	
Ostracoda	Ostracoda
Culicidae	Culicidae
Copepoda	Copepoda
Ceratopogonidae	Ceratopogonidae
Chironomidae	Chironomidae
Oligochaeta	Oligochaeta
Acari_sp1	Acari_sp1
Acari_sp2	Acari_sp2
Collembola	Collembola
Odonata_sp1	Odonata_sp1
Coleoptera_sp1	Coleoptera_sp1
	Pyralide
	Tabanidae
	Nematoide

Diferenças significativas foram encontradas entre a abundância total de indivíduos em plantas agrupadas e plantas isoladas ($t=2.2342$, $p=0.047$), porém esta diferença não foi observada para a variável riqueza taxonômica ($p > 0.05$) (Figura 2).

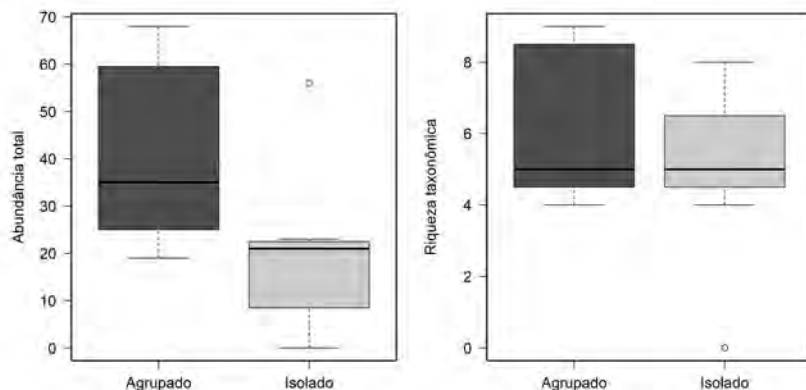


Figura 2. Abundância total e riqueza total de macroinvertebrados presentes na fitotelma de bromélias isoladas e agrupadas em ambiente de Mata Atlântica.

Diferenças significativas na diversidade de macroinvertebrados aquáticos presente na fitotelma dos indivíduos de bromélia isolados e agrupados foram detectadas, a qual foi evidenciada através do índice de diversidade de Shannon que apresentou valores maiores para os indivíduos de bromélia associados. Os resultados dos testes de regressão linear foram significativos para as variáveis abundância total ($r^2=0.4$; $p=0.022$) e riqueza taxonômica ($r^2=0.4$; $p=0.014$) em função do volume de água presente nas fitotelmatas (Figura 3). Por outro lado, os resultados dos testes de regressão linear para as variáveis abundância total ($r^2=-0.07758$; $p=0.8045$) e riqueza taxonômica ($r^2=0.2$; $p=0.111$) em função da distância não foram estatisticamente significativos.

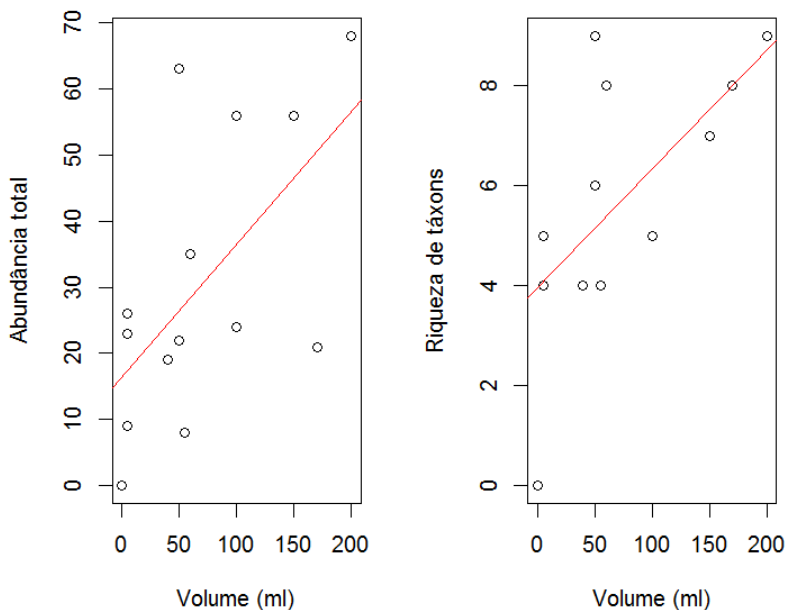


Figura 3. Diagrama de dispersão entre abundância e riqueza de macroinvertebrados em relação ao volume de água encontrado na fitotelmata de bromélias.

Discussão

A hipótese desse trabalho foi inspirada nas predições da Teoria de Biogeografia de Ilhas, logo esperava-se encontrar uma maior riqueza e abundância de táxons nas fontes colonizadoras (bromélias agrupadas) devido ao padrão de distribuição das mesmas proporcionar mais microhabitats, ou seja, mais nichos/áreas disponíveis a serem ocupados. Townsend *et al.* (2009) argumentam que uma maior abundância deve ser encontrada em ambientes considerados “ilhas grandes” onde há menos exclusões competitivas, logo suportam populações maiores. Estudos anteriores também sugerem que quanto maior a área, maior o número de espécies (riqueza),

uma vez que áreas maiores são mais heterogêneas e estruturalmente mais complexas (Willig *et al.*, 2003). Contudo, essas proposições foram parcialmente corroboradas nesse trabalho, pois apenas a variável abundância se mostrou maior para as bromélias agrupadas (fontes colonizadoras) em comparação com as bromélias isoladas (ilhas).

Nas bromélias agrupadas o Índice de Diversidade de Shannon mostrou que os indivíduos de macroinvertebrados estão mais uniformemente distribuídos, refletindo, portanto, uma maior equitabilidade taxonômica em comparação as bromélias isoladas. Quando a riqueza taxonômica foi comparada entre todos os indivíduos de bromélias amostrados, independentemente do tipo de categoria (agrupadas ou isoladas) percebemos uma relação positiva entre a riqueza e o tamanho da bromélia-tanque (inferida em volume). Resultados similares foram encontrados para o gênero *Vriesia* (Araújo *et al.*, 2007), outros gêneros (Carrias *et al.*, 2001) e outros sistemas (Angermeier & Schlosser, 1989; Losos & Schluter, 2000) onde quanto maior a área medida pelo volume-tanque disponível, mais indivíduos podem se estabelecer.

A identificação de 19 táxons de macroinvertebrados foi superior do que os táxons encontrados em outros trabalhos feitos em bromélias do gênero *Vriesea* sp. em ecossistemas subtropicais no sul de Brasil (Beirão *et al.*, 2013; Leite *et al.*, 2014) e inferior do que os identificados para *Vriesea* em florestas amazônicas (Wittman, 2000).

Cabe ressaltar que a composição faunística em cada grupo diferiu parcialmente pois, oito táxons não foram comuns para os dois tipos de bromélias. Contudo, três dos táxons mais abundantes do estudo (Ostracoda, Culicidae e Copepoda) ocorrem em ambos grupos, sugerindo que são espécies dominantes. Frequentemente o táxon Culicidae é o mais abundante nas fitotelmatas de bromélias de florestas tropicais e subtropicais (Beirão *et al.*, 2013; Liria, 2013).

Foram identificados nesse estudo indivíduos de diferentes grupos funcionais na fitotelmata das bromélias, como coletores, trituradores, filtradores e predadores (Cummins *et al.*, 2005), os quais permitem que sejam aproveitados os diferentes

recursos orgânicos que ingressam ao sistema (Begon *et al.*, 2007), promovendo desta forma o fluxo de energia através dos macroinvertebrados, além da transformação da matéria orgânica, que permite a absorção de nutrientes pelos tricomas das plantas e outros organismos presentes no micro-habitat da bromélia (Wittman, 2000; Srivastava *et al.*, 2004). Tudo isto em conjunto possibilita a sustentabilidade do sistema como um todo.

Ainda sobre a Teoria da Biogeografia de Ilhas, essa também infere que existe uma relação negativa entre o grau de isolamento e a composição das espécies, de forma que em ambientes mais isolados (ilhas) a riqueza de espécies é menor. Neste estudo, não observamos essa relação, provavelmente devido a distância entre os indivíduos considerados como ilhas (bromélias isoladas) das suas áreas fontes colonizadoras (bromélias associadas). Esta distância não foi suficiente para dificultar/impedir a dispersão dos táxons entre as duas categorias.

A capacidade de dispersão foi demonstrada pela co-ocorrência de táxons entre os grupos. Estudos com a comunidade fitotelmata associada à bromélia *V. friburgensis* mostraram que a capacidade de dispersão das espécies de macroinvertebrados foi superior à distância entre as bromélias amostradas, sugerindo que a composição da comunidade é regida por modelos de dinâmica de manchas e processos de alta dispersão (Leite *et al.*, 2014).

Conclusão

Concluimos que a riqueza taxonômica presente nas bromélias agrupadas e isoladas não seguem as predições da TBI, sugerindo que o resultado do equilíbrio dinâmico é determinado por fatores específicos, como por exemplo, competições e distintas capacidades de dispersão entre os macroinvertebrados aquáticos.

Dados sobre dispersão e competição são componentes essenciais para explicar os padrões de distribuição dos organismos, diversidade, riqueza e abundância, contudo esses dados possuem limitações, necessitando estudos taxonômicos aprofundados para a determinação de cada grupo e suas características particulares. Percebemos

também que os grupos de bromélias isoladas e agrupadas suportam comunidades parcialmente diferentes e os táxons que ocorrem em ambas são os mais abundantes possivelmente pelas habilidades competitivas dentro das comunidades fitotelmatas.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e a Universidade da região de Joinville – Univille, por disponibilizar o espaço do CEPA da Vila da Glória. Agradecemos especialmente ao pós-doutorando Thiago Silveira que contribuiu com ideias do presente trabalho. Nosso muito obrigado.

Referências

- Angermeier P.L. & Schlosser I.J. (1989) Species-Area Relationship for Stream Fishes. *Ecology*, **70**, 1450–1462.
- Araújo V., Melo S., Araújo A., Gomes M. & Carneiro M. (2007) Relationship between invertebrate fauna and bromeliad size. *Brazilian Journal of Biology*, **67**, 611–617.
- Begon M., Townsed C.R. & Harper J. (2007) *Ecologia de Individuos a Ecossistemas*. Artmed Editora, Porto Alegre.
- Beirão L., Riul P., Batista G., Dos Santos F., Valdares K. & Albeny-Simões D. (2013) Relação entre a comunidade de macroinvertebrados e o tamanho da área de armazenagem de Bromeliaceae. *Ecologia de campo: Abordagens no mar, na terra e em águas continentais* (ed. M.I.M. Batilani-Filho M; Zanette-Silva L.; Segal B.; Hernández M.), Florianópolis: PPG Ecologia 2013 UFSC.
- Carrias J.F., Cussac M.E. & Corbara B. (2001) A preliminary study of freshwater protozoa in tank bromeliads. *Journal of Tropical Ecology*, **17**, 611–617.
- Cummins K.W., Merritt R.W. & Andrade P.C. (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams

- and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**, 69–89.
- Frank J.H. & Lounibos L.P. (1983) *Phytotelmata : terrestrial plants as hosts for aquatic insect communities*. Plexus Pub.
- Leite G.F.M., Riffel R. & Hernández M.I.M. (2014) Dinâmica da metacomunidade fitotelmata associada a *Vriesea friburgensis* Mez. (Bromeliaceae) em área de restinga. *Ecologia de campo: Do ambiente à comunidade* (ed. L. Faroni, D. Monteiro Brentano, B. Segal, and M.I.M. Hernández), Florianópolis: PPG Ecologia UFSC.
- Liria J. (2013) Fauna fitotelmata en las bromelias *Aechmea fendleri* André y *Hohenbergia stellata* Schult del Parque Nacional San Esteban, Venezuela. *Revista Peruana de Biología*, **14**, 033–038.
- Losos J.B. & Schluter D. (2000) Analysis of an evolutionary species–area relationship. *Nature*, **408**, 847–850.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Nova Jersey: Princeton University Press,.
- Magurran A. (2011) *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora UFPR.
- R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ratsirarson J. & Silander J.A. (1996) Structure and Dynamics in *Nepenthes madagascariensis* Pitcher Plant Micro-Communities. *Biotropica*, **28**, 218.
- Srivastava D.S., Kolasa J., Bengtsson J., Gonzalez A., Lawler S.P., Miller T.E., Munguia P., Romanuk T., Schneider D.C. & Trzcinski M. (2004) Are natural microcosms useful model systems for ecology? *Trends in Ecology & Evolution*, **19**, 379–384.
- Townsend C.R., Begon M. & Harper J. (2009) *Fundamentos em Ecologia*. Artmed Editora, Porto Alegre.
- Willig M., Kaufman D. & Stevens R. (2003) Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**, 273–309.

Wittman P. (2000) The animal community associated with canopy bromeliads of the lowland peruvian amazon rain forest. *Selbyana*, **21**, 48–51.

Zar J. (2010) *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall Inc.

Fight like a bird: Competição por interferência de passariformes frugívoros

Pierry, J.C.; Fiuza, T.M.J.; Freitas, R.H.A.; Cantor, M.; Brito, G.R.L.

Introdução

As hierarquias de dominância ocorrem em diferentes grupos animais que apresentam características biológicas bastante distintas como insetos, crustáceos, peixes, aves e mamíferos (Drews, 1993). Essas hierarquias podem ser determinadas intrinsicamente ou como resultado de interações sociais e estão correlacionadas com as características dos indivíduos, como sua idade, sexo, tamanho corporal, fisiologia, níveis de agressão e uso de nicho (French & Smith, 2005). Em estudos do comportamento animal, a dominância pode ser definida por um "status" de vencedor de interações agonísticas (Drews, 1993) e as diferenças entre os "status" de dominância entre indivíduos ocorrem tanto intra quanto interespecificamente (French & Smith, 2005).

Uma hierarquia de dominância intraespecífica influencia a distribuição de recursos entre os indivíduos, como comida e parceiros reprodutivos e também afeta a susceptibilidade dos indivíduos à possíveis riscos, como perturbação do habitat, escassez de recursos e predação (Hawley, 1999). Já a dominância entre diferentes espécies pode afetar o tamanho dos seus nichos realizados, a evolução do particionamento de recursos e a composição de espécies, contribuindo na estrutura de toda a comunidade (Vandermeer, 1972). Dessa forma, a hierarquia interespecífica pode ser relacionada com uma alta diversidade de espécies em um ecossistema, já

que permite a coexistência de indivíduos mesmo que seus nichos se sobreponham (Tilman, 2004).

As hierarquias de dominância são frequentemente formadas pela competição por interferência (Fellers, 1987; Savolainen & Vepsäläinen, 1989), onde um indivíduo utiliza agressão física ou sinais agonísticos para intimidar o competidor e assim o afastar do recurso (French & Smith, 2005). Geralmente os sinais são mais frequentes do que a agressão física, já que tanto os indivíduos dominantes quanto os subordinados se beneficiam da ausência de combate, pois assim evitam gasto de tempo e energia (Bernstein & Ehardt, 1985), além de não comprometer sobrevivência. Na competição por interferência, o tamanho ou a massa corporal dos indivíduos podem ser determinantes na sua classificação na hierarquia (Huntingford & Giles, 1987), uma vez que indivíduos maiores geralmente são vencedores da competição. Nesse sentido, é possível estabelecer uma correlação entre a dominância e tamanho do corpo através de modelos lineares, com indivíduos maiores geralmente possuindo vantagem sobre os demais na competição por interferência (French & Smith, 2005).

Muitas espécies de aves frugívoras evoluíram de forma convergente, compartilhando características como formato e tamanho do corpo (Snow, 1981), sendo esse um bom aspecto da utilização desse grupo animal para entendermos como as diferenças de tamanho influenciam as posições hierárquicas de dominância (Thornton *et al.*, 2015). Além disso, aves frugívoras tropicais são considerados ótimos organismos de estudo para hierarquia de dominância por possuírem nichos sobrepostos e uma alta riqueza de espécies (Thornton *et al.*, 2015).

Nesse sentido, esse estudo foi realizado com o objetivo de observar o comportamento alimentar e a competição por interferência intra e interespecífica de aves frugívoras, com a hipótese de que a competição é mais forte interespecificamente e há uma hierarquia de espécies relacionada ao tamanho corporal, com espécies maiores mais dominantes.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado no entorno do CEPA – Centro de Estudos de Conservação Ambiental, em São Francisco do Sul/SC. A região é caracterizada como borda de floresta remanescente da Mata Atlântica. Nesse local, utilizamos dois comedouros artificiais como áreas de amostragem, os quais eram previamente conhecidos e ocupados pelas aves.

Coleta de dados

As amostragens foram realizadas no período matutino, entre 6 e 10 horas, quando as aves estão mais ativas (Gill, 1995). Em cada comedouro foram colocadas bananas e mamões momentos antes do início da amostragem, possibilitando a observação de hierarquia entre as espécies durante a competição por interferência em um experimento controlado. Para monitorar o comportamento das aves, uma câmera digital (Canon EOS 80D) em conjunto a uma lente Macro de 100mm (Canon EF 100mm f2.8L Macro IS USM) foram posicionadas em um tripé a 3 metros do comedouro e as gravações eram iniciadas e finalizadas manualmente à distância, via WiFi utilizando-se de um smartphone com o aplicativo “Canon Camera Connect”. Dois pesquisadores faziam fotografias para identificação das espécies, a partir de um ponto mais distante do comedouro.

Análise de dados

As fotografias foram triadas e utilizadas para identificação das espécies, com auxílio de guia de aves de Santa Catarina (Voitina, 2017). Todas as filmagens foram analisadas para registro das seguintes informações: local, data, início e final da amostragem, espécie observada, número de indivíduos, identificação do vídeo, horário de início da filmagem, tempo total da filmagem onde aparecem aves, tempo

relativo de cada espécie dentro da filmagem, número de bicadas nas frutas por indivíduo. O peso de cada espécie foi obtido da literatura (Voitina, 2017).

Também foi elaborada uma matriz de interações entre as aves, na qual foram contabilizadas as interações agonísticas intra e interespecíficas e apontada qual espécie foi autora e qual foi receptora de cada interação. Foi considerada uma interação agonística quando um indivíduo deslocava outro do comedouro, seja por contato físico direto entre ambos ou intimidação por proximidade, sendo o autor o que avançou sobre o receptor que foi deslocado e deixou de estar na área do comedouro.

Para calcular a taxa de mordida por minuto, o número de mordidas totais observadas para cada espécie foi dividido pelo tempo total de observação em que foram deflagradas mordidas. Para o cálculo do índice de dominância foi utilizada a metodologia de Thornton *et al.* (2015). O índice foi calculado pela subtração do número de vezes que um indivíduo de uma espécie foi deslocado do comedouro do número de vezes que este deslocou outro indivíduo. Então o resultado foi dividido pelo número de visualizações. Para a extração desses dados, uma matriz de interações foi criada onde demonstra quais espécies agiram sobre quais nas interações agonísticas e também para quantificar o número de interações (intraespecíficas e interespecíficas) entre indivíduos e entre as espécies como um todo.

A normalidade dos dados foi testada com teste de Shapiro-Wilk, foram feitas correlações de Spearman para as correlações com dados não-paramétricos e correlação de Pearson para dados normais. Essas análises foram realizadas na plataforma R (R Core Team, 2018).

Resultados

Foram observados 133 indivíduos de 13 espécies de aves frugívoras ou generalistas utilizando o comedouro (Tabela 1). Dessas 13 espécies, quatro foram excluídas das análises por terem apenas uma ou duas ocorrências.

Tabela 1. Lista de espécies frugívoras ou generalistas observadas no experimento. As espécies marcadas com “*” foram retiradas das análises por serem observações únicas ou duplas.

Espécie	Número de Visualizações
<i>Coereba flaveola*</i>	1
<i>Dacnis cayana</i>	14
<i>Euphonia violacea</i>	22
<i>Ramphocelus bresilius</i>	15
<i>Tachyphonus coronatus</i>	16
<i>Tangara cyanoptera</i>	16
<i>Tangara ornata*</i>	2
<i>Tangara sayaca</i>	17
<i>Tangara seledon</i>	18
<i>Turdus amaurochalinus</i>	4
<i>Turdus leucomelas*</i>	1
<i>Turdus rufiventris</i>	7
<i>Pitangus sulphuratus*</i>	1

Na matriz de interações (Figura 1) podemos observar que dentre um total de 43 interações, apenas três foram intraespecíficas (duas de *Tangara cyanoptera* e uma de *Dacnis cayana*) e 40 foram interespecíficas. A espécie que mais expulsou outros indivíduos foi a *Tangara sayaca* com a expulsão de 10 indivíduos de cinco espécies diferentes, seguida pela *Tangara seledon* com nove indivíduos de três espécies diferentes. Já *D. cayana* foi a espécie mais expulsa (14 vezes por cinco espécies diferentes) e a segunda espécie mais expulsa foi *Euphonia violacea* (sete expulsões por quatro espécies diferentes).

	Ator													TOTAL	Nº DE SPP
	<i>Coereba flaveolatus</i>	<i>Dacnis cayana</i>	<i>Euphonia violacea</i>	<i>Ramphocelus bresilius</i>	<i>Tachyphonus coronatus</i>	<i>Tangara cyanoptera</i>	<i>Tangara ornata</i>	<i>Tangara sayaca</i>	<i>Tangara seledon</i>	<i>Turdus amaurochalinus</i>	<i>Turdus leucomelos</i>	<i>Turdus rufiventris</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>		
<i>Coereba flaveolatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dacnis cayana</i>	0	1	0	1	2	0	1	2	7	0	0	0	0	14	5
<i>Euphonia violacea</i>	0	0	0	0	1	2	0	2	1	0	0	1	0	7	4
<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	1
<i>Tangara cyanoptera</i>	0	0	0	1	1	2	0	2	0	0	0	0	0	6	4
<i>Tangara ornata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
<i>Tangara sayaca</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Tangara seledon</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1
<i>Turdus leucomelos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	1	5	3
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	0	1	0	6	5	4	3	10	9	1	0	3	1		
Nº DE SPP	0	1	0	5	4	2	2	5	3	0	1	2	1		

Figura 1. Matriz de interações agonísticas intra e interespecíficas de aves frugívoras, indicando o ator e o receptor da interação.

Considerando o índice de dominância obtido para cada espécie, quatro espécies foram consideradas dominantes (valores de dominância positivos) e cinco espécies subordinadas (valores de dominância negativos) (Figura 2).

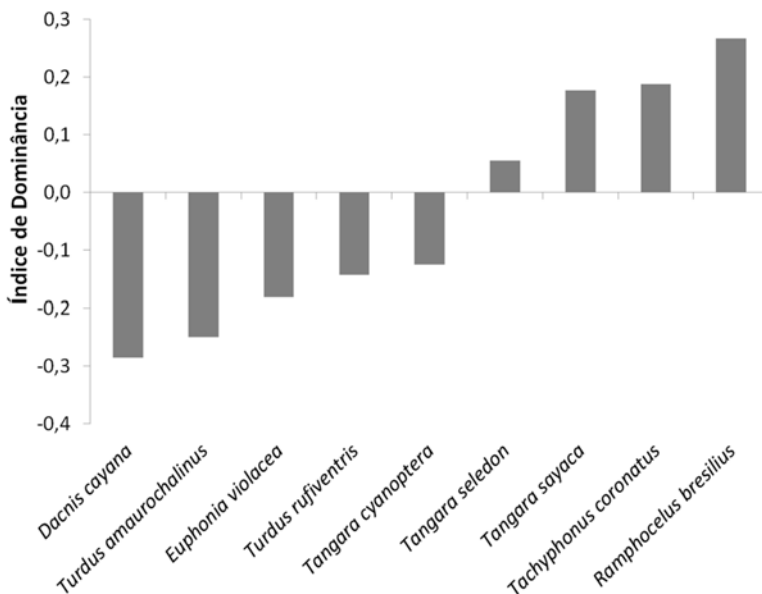


Figura 2. Relação das espécies de aves frugívoras estudadas de acordo com o índice de dominância calculado para cada uma delas, sendo 4 espécies dominantes e 5 espécies subordinadas.

A relação entre a taxa de bicada calculada para cada espécie e o índice de dominância delas foi negativa ($rS=-0,68$; $p=0,05$), ou seja, quanto mais dominante a espécie, menor sua taxa de bicadas (Figura 3).

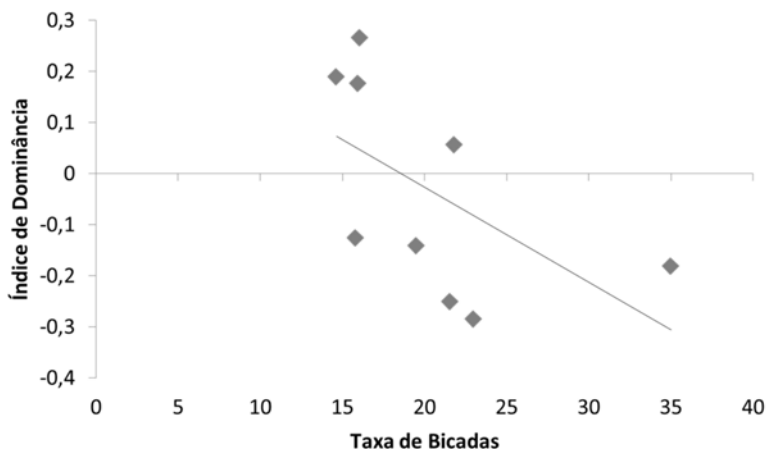


Figura 3. Relação entre o índice de dominância e a taxa de bicadas calculada para cada espécie de aves frugívora, demonstrando uma relação negativa entre elas.

O tempo de permanência das espécies no comedouro foi relacionado com o índice de dominância de duas formas, considerando o tempo total e o tempo médio de permanência. Contudo tanto o tempo total com a dominância ($r_p=0,59$; $p=0,09$), quanto o tempo médio de cada espécie ($r_s=0,08$; $p=0,84$) não apresentaram resultados significativos. O índice de dominância das espécies não estiveram correlacionados com a massa corporal ($r_p=-0,29$; $p=0,46$; Figura 4).

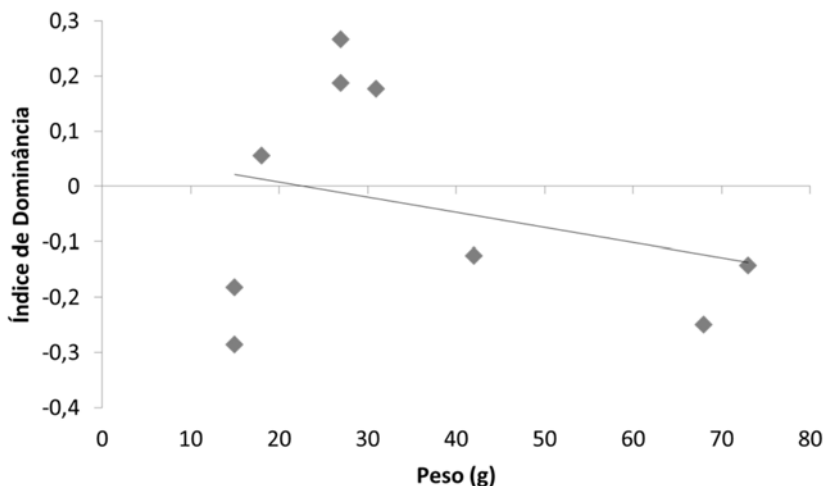


Figura 4. Relação entre o índice de dominância das espécies de aves frugívoras com o peso descrito na literatura para cada uma delas.

Discussão

Nesse estudo observamos um número elevado de interações agonísticas interespecíficas, contrastando com o baixo número dessas interações entre indivíduos da mesma espécie. A raridade de interações agonísticas intraespecíficas pode sugerir que encontros entre indivíduos da mesma espécie podem não ser frequentes o suficiente para que se estabeleça uma hierarquia intraespecífica, conforme sugere a alta frequência de interações agonísticas entre aves de espécies diferentes em comedouros naturais (Daily & Ehrlich, 1994). Esse resultado corrobora a nossa hipótese de que o número de interações agonísticas seria maior entre espécies.

Observamos também que espécies mais dominantes tenderam a ficar menos tempo no comedouro. Essa relação pode parecer contraditória a princípio, já que

imaginamos que espécies mais dominantes tendem a serem melhores competidoras. Nossos resultados indicam que espécies subordinadas aproveitam o tempo no comedouro ao máximo com uma maior taxa de bicada, pois a qualquer momento podem ser repelidos de perto do recurso. Apesar de não ter sido avaliado nesse trabalho, outros estudos já demonstraram que espécies subordinadas ficam maior parte do tempo de forrageio observando se as espécies dominantes estão se aproximando (Daily & Ehrlich, 1994). Já as espécies dominantes, podem se alimentar no comedouro quando quiserem, expulsando competidores subordinados.

Não houve relação da dominância com massa corporal, em contraste com o esperado (Daily & Ehrlich 1994; French & Smith 2005; Thornton *et al.* 2015). O estudo de Thornton *et al.* (2015) aponta para uma relação positiva entre o tamanho da espécie com sua dominância. Porém algumas espécies de tamanho similar apresentam uma hierarquia bastante discrepante, sugerindo que tamanho do corpo não seja determinante da dominância. Este também parece ser o caso de nosso estudo, uma vez que a hierarquia foi estabelecida com base apenas em características intrínsecas do comportamento de cada espécie. Dominância também pode estar relacionada com as características do bico das espécies, como largura e comprimento (Daily & Ehrlich 1994). Assim, seria interessante que futuros estudos incluam tais medidas para avaliar a relação com o nível hierárquico das espécies.

Conclusão

Observamos que as relações agonísticas são mais frequentes entre espécies de aves frugívoras que entre indivíduos da mesma espécie, e que não há uma relação clara entre dominância e tamanho corporal. Contudo pudemos constatar uma menor taxa de mordida para as espécies mais dominantes. As variações na frequência de interações agonísticas parecem estar relacionadas apenas ao comportamento de cada espécie, pelo menos para essas espécies amostradas na região em questão.

Agradecimentos

Agradecemos pela oportunidade de realizar esse estudo e pelos aprendizados obtidos. Nosso muito obrigada aos vizinhos do CEPA por permitirem nossa estadia em seus terrenos e a utilização dos comedouros criados por eles para a coleta dos dados. Gratidão aos colegas e professores desse curso!

Referências

- Bernstein I.S. & Ehardt C.L. (1985) Intragroup agnostic behavior in rhesus monkeys (*Macaca mulatta*). *International Journal of Primatology*, **6**, 209–226.
- Daily G.C. & Ehrlich P.R. (1994) Influence of social status on individual foraging and community structure in a bird guild. *Oecologia*, **100**, 153–165.
- Drews C. (1993) The Concept and Definition of Dominance in Animal Behaviour. *Behaviour*, **125**, 283–313.
- Fellers J.H. (1987) Interference and Exploitation in a Guild of Woodland Ants. *Ecology*, **68**, 1466–1478.
- French A.R. & Smith T.B. (2005) Importance of Body Size in Determining Dominance Hierarchies among Diverse Tropical Frugivores. *Biotropica*, **37**, 96–101.
- Gill F.B. (1995) *Ornithology*. Fialdélfia: Macmillan. Freeman & Company. 758 p.
- Hawley P.H. (1999) The Ontogenesis of Social Dominance: A Strategy-Based Evolutionary Perspective. *Developmental Review*, **19**, 97–132.
- Huntingford F. & Giles N. (1987) Individual Variation in Anti-predator Responses in the Three-spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.). *Ethology*, **74**, 205–210.
- R Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Savolainen R. & Vepsäläinen K. (1989) Niche differentiation of ant species within territories of the wood ant *Formica polyctena*. *Oikos*, **56**, 3–16.

- Snow D.W. (1981) Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica*, **13**, 1–14.
- Thornton B.M., Knowlton J.L. & Kuntz W.A. (2015) Interspecific competition and social hierarchies in frugivorous neotropical birds of Costa Rica. *Journal of Young Investigators*, **29**, 1–6.
- Tilman D. (2004) Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **101**, 10854–10861.
- Vandermeer J.H. (1972) Niche Theory. *Annual review of Ecology and Systematics*, **3**, 107–132.
- Voitina C. (2017) *Aves Catarinenses*. , Balneário Camboriú: Edição do Autor.

Efeito da zonação sobre o recrutamento de *Laguncularia racemosa* em manguezais na Baía Babitonga

Cunha, S.M.B; Wuerges, M.; Barbieri, B.C.; Dechoum, M.S.

Introdução

Os manguezais são ecossistemas costeiros que ocorrem em áreas abrigadas de regiões tropicais e subtropicais (Kilca *et al.*, 2019), sendo frequentes em estuários, margens de baías, lagunas e enseadas (Silva *et al.*, 2005). Por ser um ecossistema dinâmico, as espécies que ali ocorrem apresentam uma combinação de adaptações morfológicas e fisiológicas (Schaeffer-Novelli, 2002; Kilca *et al.*, 2011), os quais incluem raízes aéreas e de sustentação, glândulas de sal nas folhas, estratégias de exclusão e compartimentalização de sais (Bernini, 2008).

Essas adaptações são influenciadas por fatores bióticos, como por exemplo, competição interespecífica (Santos, 2013) e predação (Souza & Sampaio, 2011) e fatores abióticos, dentre os quais podem ser destacados, as variações de salinidade, substrato geralmente inconsolidado e anaeróbico com fluxo constante de sedimentos (Schaeffer-Novelli, 2002; Kilca *et al.*, 2011), a velocidade do vento, inundações periódicas pela água do mar (Duke, 2011; Kilca *et al.*, 2019), intensidade das ondas (Fry *et al.*, 2000) e aporte de água doce dos rios (Walsh, 1974).

Esses fatores abióticos e bióticos determinam os padrões de recrutamento, que por sua vez resulta de um processo de várias fases (produção, dispersão e deposição de

sementes; germinação e estabelecimento da plântula) (Steven & Wright, 2002). O recrutamento é a transição da fase de plântula para a fase juvenil, sendo este o estágio mais crítico no ciclo de vida de populações de espécies vegetais (Clark, 1986; Padilla *et al.*, 2004). Nesta fase a sobrevivência do recruta (juvenil) é determinada principalmente pela disponibilidade de luz e nutrientes (Smith, 1987; Ellison & Farnsworth, 1996; Duarte *et al.*, 1998; Padilla *et al.*, 2004).

Como resultado da influência das condições ambientais, mudanças na estrutura da vegetação geram a zonação (Davis, 1940; Thom, 1967; Rabinowitz, 1978). Os padrões de zonação de espécies em manguezais dependem de sua localização espacial, inundações da maré e entrada de água doce, havendo diferentes padrões possíveis em função da influência destes regimes de entrada de água. Sendo assim, os padrões de zonação das espécies podem diferir claramente de área para área com diferenças na composição, distribuição e dominância das espécies de mangue (Sreelekshmi *et al.*, 2018).

O substrato e o regime hidrológico são importantes agentes controladores da zonação vegetal, em que cada espécie apresenta uma faixa de tolerância à salinidade ao longo do gradiente de inundações (Schaeffer-Novelli, 2002; Schmiegelow *et al.*, 2014). Assim, a salinidade seria simplesmente um fator eliminador de competição e não um determinante da zonação (Bernini, 2008).

Laguncularia racemosa (L.) (Combretaceae), conhecida como mangue branco, é uma espécie arbórea típica de manguezais, que ocorre com maior frequência em locais onde as inundações pelas marés são menos frequentes e intensas, sendo dominante em locais onde a salinidade da água intersticial é baixa (Jiménez, 1985). Além disso, *L. racemosa* é considerada uma espécie pioneira de mangue colonizando o ambiente e sendo intolerante à sombra.

O objetivo deste trabalho foi verificar quais fatores influenciam o recrutamento da *L. racemosa*. Para isso, buscamos responder às seguintes perguntas: (1) a estrutura da vegetação muda de acordo com os gradientes de distância do rio e do estuário?; (2) os gradientes de distância com relação ao rio e ao estuário influenciam o

recrutamento de *L. racemosa*? e; (3) quais e como os fatores abióticos e bióticos influenciam a abundância de plântulas e juvenis de *L. racemosa*?

Material e Métodos

Área de estudo

O estado de Santa Catarina possui cerca de 92 km² ocupados por manguezais, dos quais a Baía Babitonga abrange a totalidade de 62 km², representando os maiores remanescentes desse tipo de vegetação no estado de Santa Catarina (Lacerda & Schaeffer-Novelli, 1999; Cremer *et al.*, 2006; Kilca *et al.*, 2011). A Baía Babitonga está situada na porção norte do litoral catarinense, entre as coordenadas geográficas de 26°02' - 26°28' S e 48°28' - 48°50' W (Pereira, 2006). Os manguezais da Baía Babitonga são ecossistemas de grande importância para proteção da costa, assim como para o recrutamento de várias espécies de peixes, crustáceos e moluscos, por ser um ambiente de grande produtividade, provendo serviços ecológicos, econômicos e culturais (FAO, 2003). Esses manguezais atualmente encontram-se amplamente ameaçados por impactos associados a atividades humanas, como ocupação ilegal, aterro, poluição hídrica por esgotos domésticos e despejo de materiais sólidos (MMA/IBAMA, 2007; Bernini, 2008; Kilca *et al.*, 2011).

Coleta de dados

Foram selecionadas nove áreas amostrais no manguezal (Figura 1A) para a coleta de dados. Consideramos plântulas os indivíduos menores do que 10 cm, enquanto que juvenis eram os indivíduos com até um metro de comprimento e maiores do que 10 cm. Destacamos que consideramos recrutas os indivíduos juvenis, pois estes já passaram pela fase mais crítica da história de vida de uma espécie vegetal e conseguiram se estabelecer. Categorizamos as nove áreas de amostragem por meio das distâncias do rio e do estuário (perto, médio e longe). As distâncias foram

estimadas pelo Google Earth, por meio dos pontos de GPS registrados em cada uma das áreas, onde foi medida a distância do ponto até o rio e a distância do ponto até a boca do rio, onde tem influência do estuário (Tabela 1).

Tabela 1. Distância (em metros) das áreas de acordo com os dois gradientes: distância até o rio e distância até a boca do rio (estuário); e categorias do gradiente (perto, médio, e longe do rio).

Área	Estuário (m)	Estuário	Rio (m)	Rio
1	29	Perto	0	Perto
2	119	Perto	9	Médio
3	173	Perto	7	Longe
4	334	Longe	47	Longe
5	340	Longe	37	Médio
6	387	Longe	24	Perto
7	257	Médio	12	Perto
8	253	Médio	21	Médio
9	258	Médio	33	Longe

Em cada ponto amostrado, foram estabelecidas quatro parcelas de 5 x 5 m (Figura 1B), com distância mínima de 3 m entre as parcelas e de 5 m entre as áreas. Sendo assim, foram instaladas 36 parcelas e a área total de amostragem foi de 900 m². Em cada parcela foram identificados os indivíduos adultos (maiores do que um metro de altura). Foi também mensurada a circunferência na altura do peito (CAP), estimada a altura de cada indivíduo adulto mensurado e a cobertura de dossel foi mensurada por meio do aplicativo CANOPY®. Além disso, contabilizamos a abundância de plântulas e juvenis da espécie *L. racemosa*, por ser a espécie com maior abundância de indivíduos destas faixas etárias.

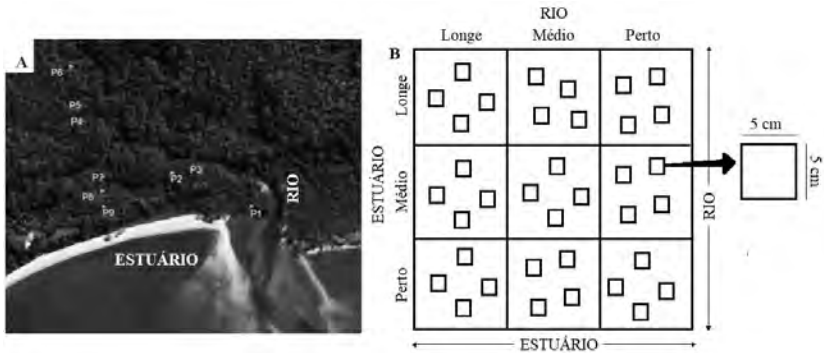


Figura 1. Áreas amostrais no manguezal (A) e representação esquemática da metodologia de amostragem da vegetação utilizada neste estudo. São demonstrados os gradientes de distância do desenho amostral, com distâncias perto, médio e longe do rio e do estuário (B) totalizando nove áreas.

Análise de dados

Para se obter o valor da área basal (AB) dos indivíduos adultos amostrados, os valores de CAP foram convertidos (AB, em m²).

$$AB = \frac{\left(\frac{CAP}{100}\right)^2}{4 \cdot \pi}$$

Testamos a normalidade dos dados através de teste de Shapiro e sua homocedasticidade por meio do teste de Levene, e em seguida realizamos análises de variância (ANOVA) multifatoriais, em que os fatores "gradiente do rio", "gradiente do estuário" e a interação entre os dois gradientes foram usados como variáveis explanatórias. Neste sentido, para verificar se a estrutura da vegetação teve variação nas áreas de amostragem, de acordo com os gradientes, utilizamos as seguintes variáveis resposta: cobertura de dossel, densidade relativa, altura e área basal de todos os adultos. Além disso, para entender a influência do gradiente sobre o número

de plântulas e recrutamento de juvenis de *L. racemosa* utilizamos como variáveis resposta o número de plântulas e o número de juvenis desta espécie. Testes de Tukey foram realizadas a posteriori para a comparação de pares de médias.

Além disso, para verificar como os fatores abióticos e bióticos influenciam a abundância de plântulas e juvenis de *L. racemosa*, realizamos uma análise de redundância (RDA), relacionando uma matriz composta pelo número de plântulas e de juvenis a uma matriz ambiental com as seguintes variáveis explanatórias: altura de adultos, área basal de adultos, cobertura do dossel e número de adultos de *L. racemosa*. Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2018). Os gradientes usados (rio e estuário) são categóricos (longe, médio, perto) relativos às distâncias do rio, os gráficos foram realizados com a função `bargraph.CI` do pacote `sciplot` (Morales, 2017) e as análises de redundância foram realizadas com o pacote `vegan` (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

Estrutura da vegetação ao longo dos gradientes

Ao todo foram amostradas 4529 plântulas, 116 juvenis e 142 adultos de *L. racemosa*, 24 adultos de *A. schaueriana* e sete adultos de *R. mangle*. No que se refere aos indivíduos adultos de todas as espécies, a altura média foi 4,56 (dp= $\pm 1,85$ m), a área basal média foi 0,029 (dp= $\pm 0,027$ m²), e a densidade relativa média foi de 2,78 \pm 2,01 indivíduos. A porcentagem média de cobertura de dossel foi 37,74% (dp= $\pm 13,41$).

A densidade relativa de indivíduos adultos de todas as espécies foi maior nas áreas mais próximas ao rio (F=5,08; gl=2; p=0,01) e do estuário (F=12,45; gl=2; p<0,0001) se comparadas com as áreas mais distantes (Figura 2), sendo que a interação entre os dois gradientes também foi significativa (F=3,45; gl=4; p=0,02).

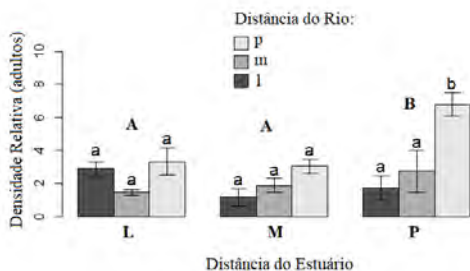


Figura 2. Densidade relativa de indivíduos adultos de *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* em relação à distância do rio, longe (l), médio (m) e perto (p) e, do estuário, longe (L), médio (M) e perto (P). Letras diferentes significam diferença estatística ($p < 0,05$), de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey, sendo que as letras minúsculas (a e b) representam as diferenças entre o gradiente rio, e as letras maiúsculas (A e B) representam as diferenças entre o gradiente estuarino.

A altura dos indivíduos adultos mudou de acordo com a distância do estuário ($F=4,31$; $gl=2$; $p=0,021$), sendo que a altura dos indivíduos nas áreas médias foi menor do que a altura dos indivíduos nas áreas próximas do gradiente estuarino ($p=0,01$), mas não difere em relação às áreas mais distantes, de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey (Figura 3; Anexo 1). A altura não sofre influência do rio ($F=1,29$; $gl=2$; $p=0,29$), e a interação entre os gradientes não foi significativa ($F=1,28$; $gl=4$; $p=0,30$).

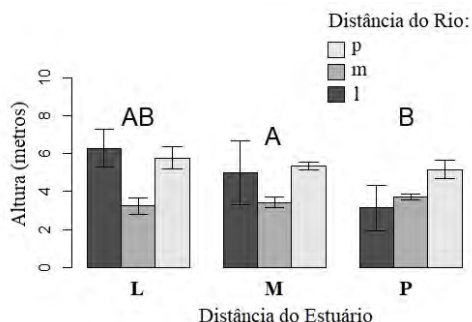


Figura 3. Altura de indivíduos adultos de *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* em relação à distância do rio, longe (l), médio (m) e perto (p) e, do estuário, longe (L), médio (M) e perto (P). Letras maiúsculas diferentes (AB, A e B) representam diferença estatística nas distâncias do gradiente estuarino ($p < 0,05$), de acordo com o teste à posteriori de Tukey.

A área basal dos indivíduos adultos de *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* não foi influenciada pelos gradientes de rio ($F=0,31$; $gl=2$; $p=0,74$) e de estuário ($F=0,40$; $gl=2$; $p=0,67$), nem da interação entre gradientes ($F=1,52$; $gl=4$; $p=0,22$).

A cobertura de dossel sofre influência do gradiente de estuário ($F=8,11$; $gl=2$; $p=0,001$) (Figura 4), sendo que há menor cobertura de dossel nas áreas intermediárias de distância do estuário se comparado com as áreas próximas do estuário ($p=0,01$) e longe ($p=0,001$), de acordo com o teste a posteriori de Tukey (Anexo 1). A cobertura do dossel não diferiu no gradiente em relação ao rio ($F=1,70$; $gl=2$; $p=0,20$), e a interação entre os gradientes não teve efeito sobre a cobertura do dossel ($F=0,20$; $gl=4$; $p=0,94$).

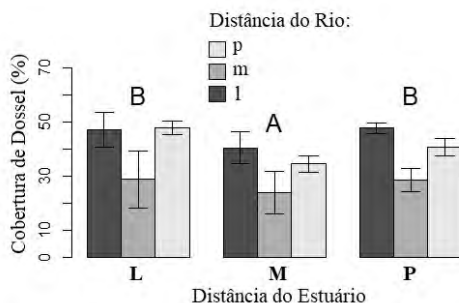


Figura 4. Cobertura do dossel, em porcentagem, em relação à distância do rio, longe (l), médio (m) e perto (p) e, do estuário, longe (L), médio (M) e perto (P). Letras maiúsculas diferentes (A e B) representam diferença estatística ($p < 0,05$) em relação à distância do estuário, de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey.

Influência de gradientes: plântulas

O número de plântulas de *L. racemosa* diferiu nos gradientes de rio ($F=5,05$; $gl=2$; $p=0,01$) e estuário ($F=7,32$; $gl=2$; $p=0,002$), sendo que a interação entre os dois gradientes também foi significativa ($F=3,45$; $gl=4$; $p=0,02$) (Figura 5). De acordo com o teste *a posteriori* de Tukey (Anexo 1), o número de plântulas foi maior quando estava longe do rio do que quando perto do rio ($p=0,01$); e o número de plântulas foi maior longe do estuário do que nas distâncias médias ($p=0,006$) e perto do estuário ($p=0,008$).

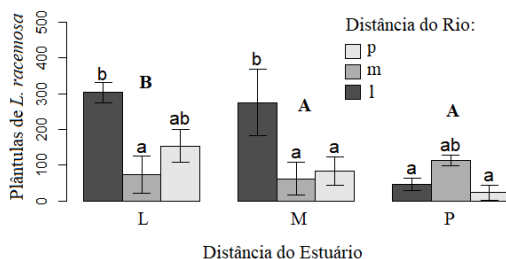


Figura 5. Número de plântulas de *L. racemosa* em relação à distância do rio, longe (l), médio (m) e perto (p) e, do estuário, longe (L), médio (M) e perto (P). Letras diferentes significam diferença estatística ($p < 0,05$), de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey, sendo que as letras minúsculas (a e b) representam as diferenças entre o gradiente rio, e as letras maiúsculas (A e B) representam as diferenças entre o gradiente estuarino.

Influência de gradientes: juvenis

O número de juvenis de *L. racemosa* sofre efeito do gradiente em relação ao estuarino ($F=7,43$; $gl=2$; $p=0,002$), sendo que mais longe do estuário há menos juvenis do que perto ($p=0,02$) e nas áreas intermediárias ($p=0,002$). Não houve diferença no número de juvenis entre áreas perto e médio do estuário, de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey (Anexo III). O recrutamento de juvenis não sofre influência do rio ($F=0,21$; $gl=2$; $p=0,80$) nem da interação entre os gradientes ($F=1,93$; $gl=4$; $p=0,13$) (Figura 6).

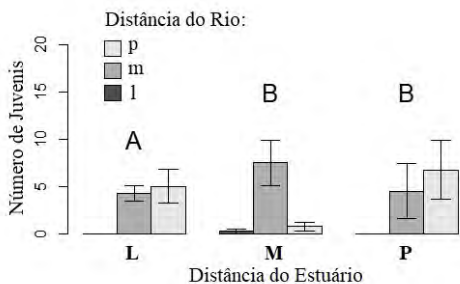


Figura 6. Número de juvenis de *L. racemosa* em relação à distância do rio, longe (l), médio (m) e perto (p) e, estuário, longe (L), médio (M) e perto (P). Letras diferentes significam diferença estatística ($p < 0,05$), de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey. Letras maiúsculas diferentes (A e B) representam diferença estatística ($p < 0,05$) em relação à distância do estuário, de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey.

Influência dos fatores Bióticos e Abióticos sobre o número de plântulas e juvenis

De acordo com a análise de redundância (RDA), o modelo foi significativo ($F=3,63$; $gl=4$; $p=0,019$), sendo que apenas o primeiro eixo (RDA₁) explicou a variação dos dados de abundância de plântulas ($F=15,43$; $gl=1$; $p=0,019$) (Figura 7), e o segundo eixo (RDA₂), não foi importante para explicar a variação dos dados de abundância de juvenis ($F=0,006$; $gl=1$; $p=1,00$). As variáveis que explicaram a variação na abundância de plântulas foram: a altura ($F=6,79$; $gl=1$; $p=0,019$) e o número de adultos de *L. racemosa* ($F=6,53$; $gl=1$; $p=0,02$); a área basal ($F=1,17$; $gl=1$; $p=0,29$), e a cobertura do dossel ($F=0,0006$; $gl=1$; $p=0,94$) não foram significativos.

Como podemos observar na Figura 7, a abundância de plântulas esteve positivamente correlacionada à altura das árvores, e negativamente correlacionada com número de adultos de *L. racemosa*. Desta forma, a abundância de plântulas de *L.*

racemosa foi maior quando os adultos não estavam presentes. Além disso, o número de juvenis não esteve relacionado a nenhuma das variáveis ambientais medidas.

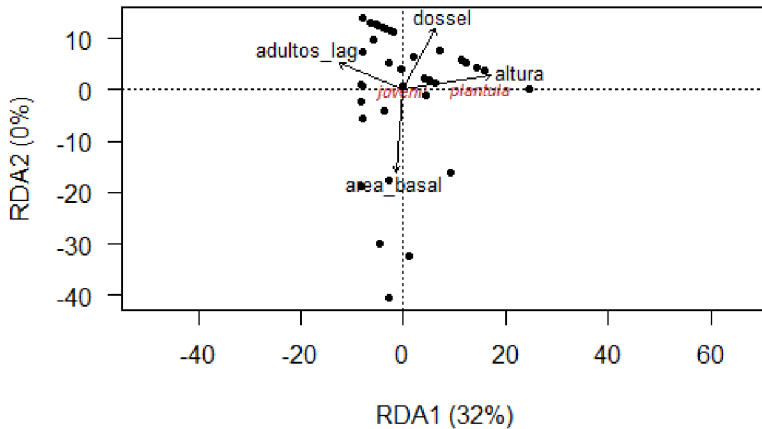


Figura 7. Análise de ordenação de abundância de plântulas e juvenis, com relação às variáveis descritivas ambientais. Apenas o primeiro eixo foi significativo, explicando 32% da variação dos dados, enquanto o segundo eixo não explicou a variação dos dados. As variáveis resposta são: número de juvenis e de plântulas de *L. racemosa*; as variáveis explanatórias são: área basal e altura de todos os adultos, número de adultos de *L. racemosa* e cobertura do dossel. O primeiro eixo está positivamente relacionado ao número de plântulas e altura dos adultos, e negativamente relacionado ao número de adultos.

Discussão

A estrutura da vegetação muda de acordo com os gradientes de distância do rio e do estuário, tendo uma maior densidade de indivíduos adultos nas áreas do gradiente que estão próximas do rio e do estuário. Além disso, a altura dos indivíduos adultos é

maior perto do estuário e a cobertura de dossel é menor nas áreas intermediárias ao gradiente estuarino.

Os nossos resultados mostram que os gradientes de distância com relação ao rio e ao estuário influenciaram o número de plântulas e juvenis de *L. racemosa*, com um maior número de plântulas nas áreas mais distantes do estuário e rio e um maior número de juvenis nas áreas mais próximas ou intermediárias do gradiente estuarino. Observamos também que a abundância de plântulas de *L. racemosa* sofre influência de fatores abióticos e bióticos, estando positivamente relacionado com a altura de indivíduos adultos e maior cobertura de dossel. Entretanto, a abundância de adultos de *L. racemosa* influencia negativamente o número de plântulas.

A espécie com maior número de indivíduos adultos foi *L. racemosa*, o que corrobora os estudos realizados por Kilca *et al.* (2011), para a mesma região, que demonstraram que esta é a espécie arbórea com maior valor de densidade. Os inventários de Dornelles *et al.* (2006) também comprovaram que existe uma variação na dominância das espécies nos mangues da Baía Babitonga, tendo maior ocorrência de mangues com predomínio de *L. racemosa* do que com *A. schaueriana* e *R. mangle*.

Por serem espécies bioindicadoras em ecossistemas de manguezal, estudos tem apontando a relação de *R. mangle* em mangues mais preservados e *L. racemosa* em mangues mais impactados que estão em processo de regeneração, sendo *L. racemosa* uma espécie pioneira dentro do processo de sucessão secundária (Peria *et al.*, 1990; Soares, 1999, 2006; Souza & Sampaio, 2011). A dominância de *L. racemosa* está relacionada com o fato de que ela germina e estabelece raízes mais rápido do que as outras espécies (Flores-Verdugol *et al.*, 1987), e devido a essa habilidade de se estabelecer, geralmente está relacionada a áreas perturbadas (Benfield *et al.*, 2005).

Nas áreas mais próximas ao gradiente estuarino, existem maior densidade de indivíduos adultos das três espécies (*Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*). No entanto, a espécie de maior abundância na área de estudo foi *L. racemosa*, dominando majoritariamente a estrutura vegetal, seguida por *A. schaueriana*. Neste sentido, alguns estudos apontam o papel de espécies *L. racemosa* e *A. schaueriana* como pioneiras, como consequência da alta

taxa de crescimento dessas espécies, quando comparadas às espécies de *Rhizophora* (Soares, 2006). A constante influência do gradiente estuarino, consequentemente o efeito de remoção de sementes e plântulas pela maré (Walsh, 1974), pode favorecer o estabelecimento de espécies pioneiras como *L. racemosa*.

As plântulas sofrem influência de ambos os gradientes (rio e estuário), sendo que a sua abundância foi maior nas áreas mais distantes de ambos os gradientes. Isso pode ocorrer, pois áreas com menor influência da maré e sua força mecânica de inundação pela distância do estuário e do rio pode não agir constantemente, permitindo a esta espécie se estabelecer nesses locais onde a salinidade da água intersticial é baixa (Jiménez, 1985).

Os padrões de dispersão, taxas de predação e estabelecimento de propágulos são processos que determinam os padrões iniciais de distribuição das plantas. Contudo, depois do estabelecimento, diferenças de tolerância ao estresse imposto por fatores ambientais podem modificar os padrões iniciais de distribuição das plântulas (McKee, 1995). Desta forma, mesmo que as plântulas se estabeleçam nas áreas mais distantes do rio e do estuário, elas também sofrem estresse devido ao sombreamento, não passando para a fase juvenil.

Mas nossos resultados demonstraram uma menor cobertura de dossel nas áreas intermediárias, onde também ocorreu uma maior abundância de juvenis de *L. racemosa*. As clareiras são importantes nichos para a regeneração de florestas de mangue, resultando em maior sobrevivência e crescimento das espécies de mangue, incluindo plântulas de *L. racemosa* (Sherman *et al.*, 2000). Portanto, o maior número de juvenis nas áreas intermediárias e menor cobertura de dossel, evidenciam uma maior sobrevivência e recrutamento nessas áreas.

O número de adultos de *L. racemosa* teve efeitos negativos na abundância de plântulas. Isso pode estar ocorrendo, pois uma maior densidade de indivíduos adultos dificulta o desenvolvimento dos jovens, restringindo acesso a recursos por meio de competição e sombreamento (Connell & Lowman, 1989).

Alguns manguezais exibem zonação característica, como por exemplo, *Rhizophora* ocorrendo na área mais próxima do mar ou rio e *Avicennia* e *Laguncularia* nas áreas

mais internas das florestas (sob menor influência das marés) (Calegario, 2012). No entanto, o manguezal estudado não apresentou ocorrência de zonação evidente, pois a distribuição pode ser atribuída às distintas respostas de cada espécie aos fatores bióticos e abióticos que interagem e variam amplamente de um local para outro (Jiménez *et al.*, 1991; Bernini & Rezende, 2011).

Conclusão

O manguezal estudado neste trabalho apresentou uma dominância de *L. racemosa* e essa característica indica mangues mais impactados que estão em processo de regeneração. Foi possível perceber a diferenciação de um perfil etário populacional distribuído ao longo do gradiente. A maior abundância de plântulas esteve associada às áreas mais distantes do gradiente, a abundância de juvenis esteve associada a áreas intermediárias e próximas ao estuário, e os adultos apresentaram alta abundância e densidade nas zonas mais próximas ao estuário e o rio. O gradiente do rio apresentou influência sobre o número de plântulas. No entanto, o recrutamento de juvenis esteve relacionado apenas com o gradiente estuarino, demonstrando que este tem uma influência mais decisiva sobre o estabelecimento de indivíduos de *L. racemosa*.

Referências

- Benfield S.L., Guzman H.M. & Mair J.M. (2005) Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, **76**, 263–276.
- Bernini E. (2008) Estrutura da cobertura vegetal e produção de serapilheira da floresta de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, pp. 134.
- Bernini E. & Rezende C.E. (2011) Vegetation structure in a mangrove forest in Southeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **6**, 193–209.

- Calegario G. (2012) Aspectos estruturais da vegetação do manguezal do estuário do rio São João, RJ. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. pp. 75.
- Clark D.A. (1986) Regeneration of canopy trees in tropical wet forests. *Trends in Ecology & Evolution*, **1**, 150–154.
- Connell J.H. & Lowman M.D. (1989) Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. *The American Naturalist*, **134**, 88–119.
- Cremer M.J., Morales P.R.D. & Oliveira T.M.N. (2006) *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Joinville, Editora Univille.
- Davis J.H. (1940) The ecology and geologic role of mangroves in Florida. *Carnegie Institute Washington Publication*, **517**, 303–412.
- Dornelles S.S., Moreira G.M. & Freitas L.M. (2006) Caracterização da estrutura dos manguezais do canal do Linguado, Baía da Babitonga. *Diagnóstico ambiental da baía da babitonga*. (ed. Cremer M. et al.). Joinville: Editora Univille. pp. 187–199.
- Duarte C., Geertz-Hansen O., Thampanya U., Terrados J., Fortes M., Kamp-Nielsen L., Borum J. & Boromthananarath S. (1998) Relationship between sediment conditions and mangrove *Rhizophora apiculata* seedling growth and nutrient status. *Marine Ecology Progress Series*, **175**, 277–283.
- Duke N.C. (2011) Mangrove Islands. *Encyclopedia of modern coral reefs. Structure, form and process*. (ed. D. Hop-ley). Dordrecht: Springer.
- Ellison A.M. & Farnsworth E.J. (1996) Spatial and Temporal Variability in Growth of *Rhizophora* Mangle Saplings on Coral Cays: Links with Variation in Insolation, Herbivory, and Local Sedimentation Rate. *The Journal of Ecology*, **84**, 717.
- FAO (2003) Status and trends in mangrove area extent worldwide. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Forest Resources Assessment Working Paper, 63.

- Flores-Verdugol F.J., Day J.W. & Rise Dueñas R. (1987) Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series*, **35**, 83–90.
- Fry B., Bern A., Ross M. & Meeder J. (2000) $\delta^{15}\text{N}$ Studies of Nitrogen Use by the Red Mangrove, *Rhizophora mangle* L. in South Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **50**, 291–296.
- Jiménez J.A. (1985) *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f., White mangrove. U.S. Forest Service. *Silvicultural manual* U.S. Forest Service.
- Jiménez J.A., Sauter K. & Jimenez J.A. (1991) Structure and Dynamics of Mangrove Forests along a Flooding Gradient. *Estuaries*, **14**, 49.
- Kilca R.V., Alberti L.F., Souza A.M. & Wolf L. (2011) Estrutura de uma floresta de mangue na Baía da Babitonga, São Francisco do Sul, SC. *Ciência e Natura*, **33**, 57–72.
- Kilca R.V., Melo Júnior J.C.F., Esemann-Quadros K., Larcher L. & Pfuetschenreuter A. (2019) Os manguezais e marismas da Baía Babitonga: uma síntese. *Biodiversidade e Conservação Marinha*, **8**, 1–16.
- Lacerda L.D. & Schaeffer-Novelli Y. (1999) Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. *Ecosistemas de manglar en america tropical* (ed. A.L. Yáñez-Aranciba, A.; Lara-Dominguez), IUCN / NOAA / Instituto De Ecologia, A.C..
- McKee K.L. (1995) Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia*, **101**, 448–460.
- MMA/IBAMA (2007) Reserva de fauna Baía da Babitonga - Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro de Meio Ambiente, CEPESUL/DIFAP/DIREC. 25.
- Morales M. (2017) *sciplot: Scientific Graphing Functions for Factorial Designs*. R package version 1.1-1.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2018) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-2.

- Padilla C., Fortes M., Duarte C., Terrados J. & Kamp-Nielsen L. (2004) Recruitment, mortality and growth of mangrove (*Rhizophora* sp.) seedlings in Ulugan Bay, Palawan, Philippines. *Trees*, **18**, 589–595.
- Pereira M.J. (2006) Estrutura populacional do gênero *Callinectes* na Baía da Babitonga, São Francisco do Sul, SC. Universidade do Vale do Itajaí, 61 p.
- Peria L.C.S., Fernandes P.P.C.P., Menezes G.V., Grasso M. & Tognella M.M.P. (1990) Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal de Bertioaga) e não-impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo. In: Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, ACIESP Ed. v.2, São Paulo. pp. 183-193.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabinowitz D. (1978) Early Growth of Mangrove Seedlings in Panama, and an Hypothesis Concerning the Relationship of Dispersal and Zonation. *Journal of Biogeography*, **5**, 113.
- Santos T.O. (2013) Florística, estrutura fitossociológica e produção de serapilheira do manguezal do rio São Francisco. Dissertação de Mestrado em Agroecossistemas, Universidade Federal de Sergipe, 70 p.
- Schaeffer-Novelli Y. (2002) Grupo de Ecossistemas: manguezal, marismas e apicum. Fundação BIO RIO/SECTAM/DEMA/SNE, Brasília.
- Schmiegelow J.M.M., Ganesella S.M.F., Schmiegelow J.M.M. & Ganesella S.M.F. (2014) Absence Of Zonation In A Mangrove Forest In Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **62**, 117–131.
- Sherman R.E., Fahey T.J. & Battles J.J. (2000) Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology*, **88**, 165–178.
- Silva M.A.B. da, Bernini E. & Carmo T.M.S. do (2005) Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **19**, 465–471.
- Smith T.J. (1987) Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **110**, 133–146.

- Soares M.L.G. (1999) Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, **59**, 503–515.
- Soares M.L.G. (2006) Laudo Biológico do Sistema Caravelas – Nova Viçosa com vistas à criação da Reserva Extrativista do Cassurubá. Relatório Técnico Final para o Processo de Criação da Unidade de Conservação. 246.
- Souza M.M.A. & Sampaio E.V.S.B. (2011) Predation on propagules and seedlings in mature and regenerating mangroves in the coast of Ceará, Brazil. *Hydrobiologia*, **661**, 179–186.
- Sreelekshmi S., Preethy C.M., Varghese R., Joseph P., Asha C.V., Bijoy Nandan S. & Radhakrishnan C.K. (2018) Diversity, stand structure, and zonation pattern of mangroves in southwest coast of India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, **11**, 573–582.
- Steven D. & Wright S.J. (2002) Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. *Ecology*, **83**, 2315–2327.
- Thom B.G. (1967) Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *The Journal of Ecology*, **55**, 301–343.
- Walsh G.E. (1974) Mangrove forests: a review. *Ecology of halophytes* (ed. W.H. Reinold, R. J.; Queen). Nova York, Academic Press.

Influência da Área Foliar e da Altura dos Indivíduos na Quantidade de Dano causado por Herbivoria em Arbustos

Fontana, L.E.; Dalpiaz, F.L.; Peroni, N.; Giehl, E.H.

Introdução

Plantas e insetos são dois dos grupos biológicos mais abundantes e diversificados do planeta e entender as interações entre ambos é fundamental para compreender seus aspectos ecológicos e evolutivos (Ricklefs & Relyea, 2016; Endara *et al.*, 2017). Dentre todas as formas de interação inseto-planta, a herbivoria é uma das principais formas de interação negativa (Alves & Giehl, 2014) e esta intensa relação tem desencadeado uma corrida coevolutiva entre ambos os grupos (War *et al.*, 2012).

Neste sentido, plantas desenvolveram uma série de mecanismos morfológicos (e.g. espinhos), bioquímicos (e.g. compostos secundários), moleculares (e.g. transmissão de resistência à herbivoria para a geração seguinte) e ecológicos (e.g. mutualismo com formigas) para evitar o ataque de herbívoros (Fincher *et al.*, 2008; War *et al.*, 2012). Herbívoros generalistas podem herbivorar um número elevado de espécies de plantas enquanto herbívoros especialistas, geralmente, apresentam atividade de herbivoria em um número restrito de espécies de plantas hospedeiras (Mello & Silva-Filho, 2002; Ali & Agrawal, 2012). Em muitos casos, os herbívoros, principalmente os especialistas, conseguem desenvolver mecanismos metabólicos (e.g. enzimas desintoxicantes) para superar as defesas vegetais

permitindo o consumo de folhas e o desenvolvimento na planta hospedeira (Mello & Silva-Filho, 2002; Wittstock *et al.*, 2004).

Além dos fatores bióticos (e.g. mecanismos de defesa) (Mithöfer & Boland, 2012; War *et al.*, 2012), o processo de herbivoria pode ser influenciado por outros fatores como, por exemplo, a intensidade de luz, altitude e concentração de recursos (Root, 1973; Andrew *et al.*, 2012). A Teoria da Concentração de Recursos sugere que herbívoros tendem a estar e permanecer em agrupamentos de plantas (Root, 1973). Corroborando esta teoria, estudos demonstraram que a disponibilidade e/ou proximidade de recursos alimentares também podem afetar a herbivoria: espécies de plantas mais abundantes (Alves & Giehl, 2014) e indivíduos mais próximos (agrupados ou em manchas) (Nunes *et al.*, 2018) tendem a ser, em média, mais herbivorados. Neste contexto, é possível observar que, numa escala populacional (e.g. agrupamentos de plantas) a disponibilidade de recursos é um fator importante para a herbivoria. Entretanto, pouco se sabe sobre a influência da disponibilidade de recursos em nível de organismo, embora estudos sugiram a ocorrência de uma maior quantidade de herbivoria em plantas com área foliar maior (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2003) e em árvores mais altas (Feller & Mathis, 1997).

Dessa forma, o objetivo deste estudo é avaliar a relação entre a área foliar e a altura dos indivíduos em relação a quantidade de dano causado herbivoria. Nossa primeira hipótese é de que a quantidade de dano causado por herbivoria esteja positivamente correlacionada com a área foliar, pois folhas maiores oferecem uma maior disponibilidade de recurso alimentar em relação às folhas menores. Nesta perspectiva, nossa segunda hipótese é de que indivíduos maiores apresentem maior quantidade de dano causado por herbivoria, pois oferecem uma maior disponibilidade de recursos alimentares se comparados a indivíduos menores.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado em um remanescente de Floresta Ombrófila Densa localizado junto ao Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais (CEPA), situado na Vila da Glória, município de São Francisco do Sul, litoral norte do estado de Santa Catarina.

Coleta de Folhas

Testamos as hipóteses deste estudo avaliando a quantidade de dano causado por herbivoria em folhas de dois arbustos comuns no remanescente florestal estudado: *Piper amalago* L. (Piperaceae) e *Hieronyma alchornoioides* Allemão (Phyllanthaceae) (Figura 1A e 1B). A escolha destas espécies foi determinada pelo fato de possuírem tamanho foliar e porte distintos, o que permite avaliar o efeito da variação da área foliar e da altura sobre a herbivoria. Os indivíduos foram localizados pelo método de busca ativa, respeitando a distância mínima de 5 metros entre um indivíduo e outro. Foi coletado material vegetal apenas de indivíduos com tamanho maior que 0,5 m. Em cada indivíduo foi coletado 1 ramo contendo pelo menos 5 folhas. Os ramos foram coletados de forma aleatória em diferentes alturas. Para os indivíduos que não continham ramificações (galhos) foram coletadas 5 folhas no fuste principal. Adicionalmente, foi mensurada a cobertura de dossel para cada indivíduo (altura da medição: 1,5 m) por meio do aplicativo CanopyApp (University of New Hampshire, 2018). O galho (ou as folhas) de cada indivíduo foram devidamente identificados e acondicionados em sacolas plásticas e levados até a sede do CEPA para a mensuração da quantidade de dano causado por herbivoria e cálculo da área foliar.

Medidas Foliare e Herbivoria

Para cada um dos galhos coletados foram selecionadas 3 folhas. Esta escolha foi feita de forma aleatória de maneira a evitar possível tendenciamento dos dados. Para cada uma das folhas avaliadas foram mensurados o maior comprimento e a maior largura com auxílio de fita métrica. A partir disso, foi possível calcular a área foliar específica através do método do retângulo circunscrito, conforme a equação $AF=0,6366 \times C \times L$, onde AF é a área foliar (cm^2), 0,6366 é uma constante da razão área do retângulo circunscrito / área foliar real calculada para as folhas amostradas; C é o valor do maior comprimento da folha (cm) e L é o valor da maior largura da folha (cm) (Figura 1C). Posteriormente, foi mensurada a quantidade de dano causado por herbivoria de cada uma das folhas através do aplicativo BioLeaf – Análise Foliar (desenvolvido por Machado *et al.*, 2016).

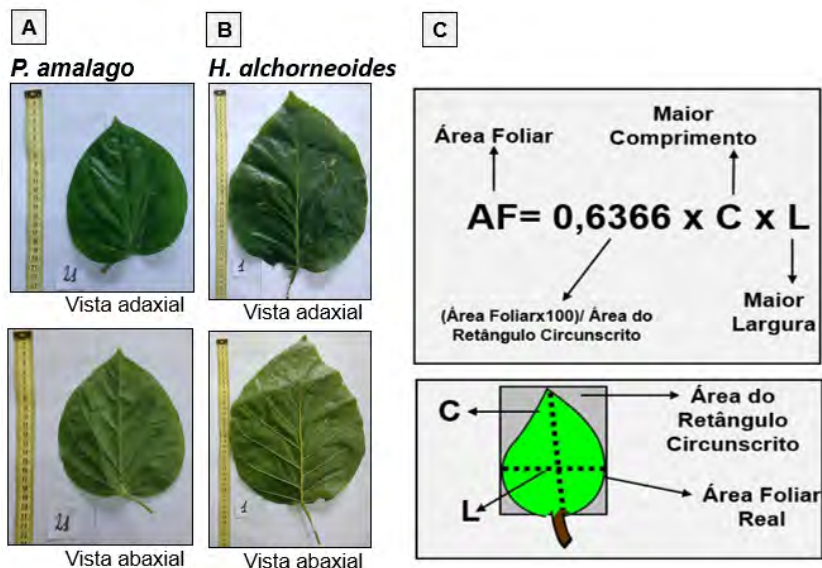


Figura 1. Folhas de *Piper amalago* L. (Piperaceae) (A) e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (Phyllanthaceae) (B). Equação do método do retângulo circunscrito utilizada para a obtenção da área foliar específica (C).

Análise de Dados

Inicialmente, os dados foram testados quanto a normalidade. Posteriormente, foi avaliada a variação do dano causado por herbivoria, da área foliar e altura entre espécies utilizando um Teste de Wilcoxon (dados com distribuição não normal) e a variação da cobertura de dossel entre as espécies através de um teste t (dados com distribuição normal). Depois, foi utilizada uma regressão linear múltipla para avaliar a influência da área foliar, altura dos indivíduos e cobertura do dossel sobre a quantidade de dano causado por herbivoria. Adicionalmente, utilizamos uma regressão linear simples para avaliar a influência da altura dos indivíduos sobre a área foliar. Todas as análises foram realizadas no software estatístico R (R Core Team, 2018).

Resultados

Foram amostrados 16 indivíduos de *Hieronyma alchorneoides* e 13 indivíduos de *Piper amalago* (total de 29 indivíduos). A Tabela 1 descreve a variação do dano causado por herbivoria, da área foliar, da altura e da cobertura de dossel observado para cada espécie. O dano causado por herbivoria foi maior em *H. alchorneoides* (Tabela 1). De forma semelhante, a área foliar e a altura também foram maiores em *H. alchorneoides* (Tabela 1). A cobertura de dossel foi semelhante nos locais onde as espécies foram amostradas (Tabela 1).

Não observamos influência da área foliar ($F_{4;24}=1,695$; $r^2=0,006$; $p=0,097$) nem da altura dos indivíduos ($F_{4;24}=1,695$; $r^2=0,734$; $p=0,277$) sobre a quantidade de dano causado por herbivoria (Tabela 2; Figura 2A e 2B). Igualmente, não observamos influência da cobertura de dossel sobre a quantidade de dano causado por herbivoria ($F_{4;24}=1,695$; $r^2=0,112$; $p=0,307$) (Tabela 2; Figura 2C). Por outro lado, observamos que a quantidade de dano causado por herbivoria variou entre as espécies ($F_{4;24}=1,695$; $r^2=2,031$; $p=0,018$) (Tabela 2). Adicionalmente, observamos que a área foliar esteve positivamente correlacionada com a altura dos indivíduos ($F_{1;29}=5,290$; $r^2=0,089$; $p=0,029$) (Tabela 2; Figura 2D).

Tabela 1. Variação do dano causado por herbivoria (%), área foliar (cm²), altura (m) e cobertura do dossel (%) observados para *Hieronyma alchorneoides* e *Piper amalago*. (*) Valores significativos para $p < 0,05$.

Variáveis		<i>H. alchorneoides</i>	<i>P. amalago</i>
Herbivoria (%)	Mínimo	1,20	0,19
	Máximo	12,40	12,40
	Média	5,63	3,36
	Desvio Padrão	3,37	3,44
	Teste Wilcoxon	W=150,5; p=0,043*	
Área Foliar (cm ²)	Mínimo	93,07	87,47
	Máximo	623,97	173,65
	Média	312,61	123,07
	Desvio Padrão	136,67	29,90
	Teste Wilcoxon	W=198,0; p<0,01*	
Altura (m)	Mínimo	0,52	0,65
	Máximo	5,00	1,70
	Média	2,42	1,15
	Desvio Padrão	1,22	0,32
	Teste Wilcoxon	W=175,5; p=0,01*	
Cobertura de Dossel (%)	Mínimo	62,20	59,11
	Máximo	81,06	82,14
	Média	72,46	72,72
	Desvio Padrão	5,89	6,73
	Teste t	t=-0,392; gl=24,513; p=0,698	

Tabela 2. Resultado dos modelos de regressão linear múltipla avaliando o dano por herbivoria em relação a área foliar, a altura, a cobertura do dossel e as espécies e da regressão linear avaliando a relação entre a área foliar e a altura. São expressos o valor do teste de cada variável (t) e a significância, onde ns=não significativo e (*)= $p < 0,05$.

Resposta	Á. Foliar	Altura	C. Dossel	Espécies	Modelo
Herbivoria					
	-1,727ns	-1,111ns	-1,043ns	-2,525*	Mod. 1
	-1,527ns	-0,846ns	-	-2,353*	Mod. 2
	-1,461ns	-	-	-2,237*	Mod. 3
	-	-	-	-1,662ns	Mod. 4
Á. Foliar					
	-	2,293*	-	-	Mod. 5

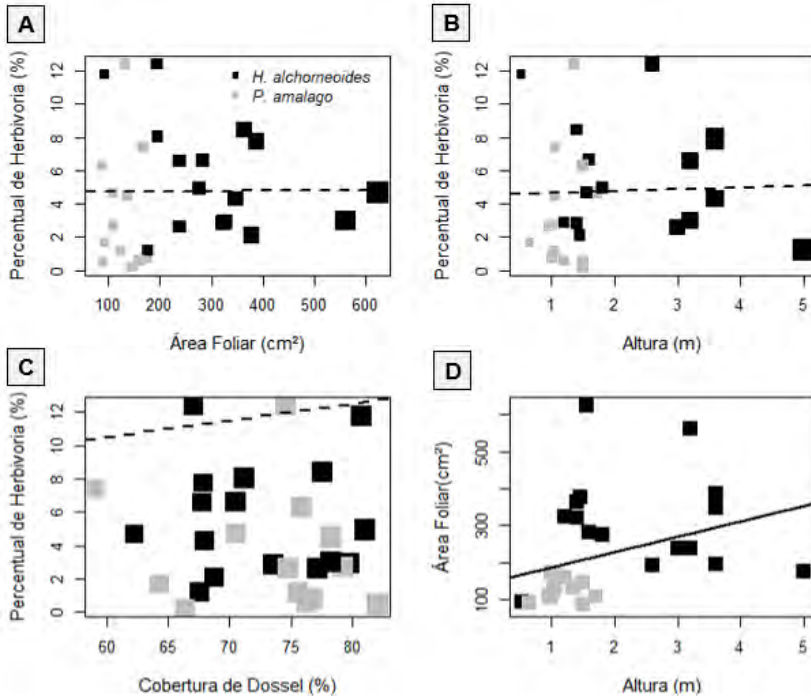


Figura 2. Relação entre a quantidade de dano por herbivoria e área foliar (A), altura (B) e cobertura de dossel (C) e a relação entre a área foliar e altura (D). O tamanho dos símbolos indica a variação de cada um dos pontos em relação ao eixo x (por exemplo, em A, símbolos maiores indicam maior área foliar). A linha sólida representa uma relação significativa e linhas tracejadas representam uma relação não significativa.

Discussão

A quantidade de dano causado por herbivoria variou entre as espécies, sendo maior em *H. alchorneoides* que também apresentou maior área foliar e maior altura. Não observamos, entretanto, uma relação positiva e direta da área foliar nem da altura dos indivíduos sobre a quantidade de dano causado por herbivoria refutando nossas

hipóteses iniciais. Também não observamos influência da cobertura de dossel, o que sugere que a incidência de luz também não afetou a quantidade de dano causado por herbivoria. Adicionalmente, observamos que a área foliar esteve positivamente relacionada com a altura dos indivíduos, reforçando nossa premissa de que indivíduos maiores representam uma maior oferta de recurso se comparado a indivíduos menores embora, nesse caso, reflita também o porte e área foliar das duas espécies avaliadas.

Nossos resultados contrariam outros estudos onde foi observado uma tendência de maior quantidade de dano causada por herbivoria em folhas com maior área foliar (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2003) e em árvores mais altas (Feller & Mathis, 1997). Contudo, estes resultados podem estar relacionados não somente com uma maior disponibilidade de recursos, mas também com outros fatores. Por exemplo, folhas adultas e com menor área foliar geralmente apresentam maior espessura, baixas concentrações de nitrogênio e maiores concentrações de taninos (Silva & Batalha, 2011) tornando-se menos palatáveis. Além disso, normalmente, a herbivoria está positivamente relacionada com maior incidência de luz (Lincoln & Mooney, 1984) o que explicaria uma maior a quantidade de dano causada por herbivoria em árvores mais altas.

Neste sentido, embora estudos anteriores apontem que agrupamentos de plantas apresentam uma maior disponibilidade de recursos e uma maior quantidade de dano causada por herbivoria (Root, 1973; Nunes *et al.*, 2018) isso não foi observado neste estudo, quando foram avaliados organismos isolados. Isso sugere que a maior quantidade de dano causada por herbivoria observada em agrupamento de plantas pode estar relacionado não somente com a disponibilidade de recursos alimentares, mas também com outros fatores como um ambiente com maior heterogeneidade e/ou complexidade ambiental (e.g. abrigo de predadores, maior umidade ou disponibilidade de nutrientes nos solos, especialmente nitrogênio) o que não ocorre em indivíduos isolados. Isso pode explicar uma maior a quantidade de dano causada por herbivoria em agrupamentos de plantas o que não ocorre em indivíduos isolados, mesmo apresentando maior área foliar e maior altura (maior disponibilidade de recurso alimentar).

Acreditamos que a variação da quantidade de dano causado por herbivoria observado entre as espécies pode estar relacionado aos mecanismos de defesa foliares de ambas as espécies, embora não tenhamos avaliado esta variável nas folhas. Ao longo do tempo evolutivo as plantas desenvolveram uma série de mecanismos para evitar ou minimizar os danos foliares causados pela atividade de herbívoros (War *et al.*, 2012). Neste estudo, a quantidade de dano causada por herbivoria foi maior em *H. alchorneoides* se comparado a *P. amalago*. Não encontramos na literatura uma referência direta a existência de mecanismos de defesa contra a herbivoria em indivíduos de *P. amalago*, embora existam indícios de um forte poder inseticida do extrato de *P. amalago* (Carmona-Hernández *et al.*, 2014). Além disso, estudos indicam claramente que plantas do gênero *Piper* apresentam uma série de mecanismos de defesas metabólicas (e.g. compostos secundários) e ecológicas (e.g. mutualismo com formigas) (Dyer *et al.*, 2001, 2004; Fincher *et al.*, 2008) para inibir a herbivoria. Por outro lado, não encontramos nenhuma referência a possíveis mecanismos de defesa foliar de *H. alchorneoides* o que explica uma maior quantidade de dano causado por herbivoria nesta espécie.

Embora nossas hipóteses não tenham sido corroboradas, acreditamos que o estudo contribua no entendimento da relação entre a disponibilidade de recursos alimentares e a quantidade de dano causada por herbivoria em plantas. Naturalmente, este estudo apresenta algumas limitações como o tamanho amostral pequeno, utilização de mais de uma espécie de planta, e a não mensuração da formação ou tamanho de agrupamentos de indivíduos.

Por fim, concluímos que não houve influência da área foliar e da altura dos indivíduos sobre a quantidade de dano causada por herbivoria embora tenhamos observado variação da quantidade de dano causada por herbivoria entre as espécies estudadas. Isso sugere que a relação positiva entre a quantidade de dano causada por herbivoria e agrupamento de plantas demonstrado em estudos anteriores não esteja relacionada unicamente com a disponibilidade de recurso alimentar, mas também com uma maior heterogeneidade e/ou complexidade ambiental que ocorre em agrupamento de plantas, mas não em indivíduos isolados. Dessa forma, inferimos que, neste estudo, a quantidade de dano causada por herbivoria observada entre as

espécies possa ter sido influenciada em maior escala por estratégias de defesa contra herbivoria específicas das espécies avaliadas, tendo pouca ou nenhuma influência da disponibilidade de recursos alimentares ofertados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e a todos os professores que contribuíram de alguma forma para a realização desta edição do Curso de Ecologia de Campo. Da mesma forma, agradecemos à Universidade da Região de Joinville – Univille, por disponibilizar o espaço do CEPA da Vila da Glória para a realização das atividades. Os autores agradecem, ainda, à Michele de Sá Dechoum, Thiago Cesar Lima Silveira e Aurea Luiza Lemes da Silva pelas contribuições e sugestões ao trabalho.

Referências

- Ali J.G. & Agrawal A.A. (2012) Specialist versus generalist insect herbivores and plant defense. *Trends in Plant Science*, **17**, 293–302.
- Alves V.M. & Giehl E.H. (2014) Pode haver convergência filogenética em resposta à herbivoria? Um estudo em árvores de restinga. *Ecologia de campo: Do ambiente à comunidade* (ed. M.I.M. Faroni-Perez, L.; Brentano, D. M.; Segal, B.; Hernández). Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Andrew N.R., Roberts I.R. & Hill S.J. (2012) Insect herbivory along environmental gradients. *Open Journal of Ecology*, **02**, 202–213.
- Carmona-Hernández Ó., Fernández M.S., Palmeros-Sánchez B. & Lozada García J.A. (2014) Actividad insecticida de extractos etanólicos foliares de nueve piperáceas (*Piper* spp.) en *Drosophila melanogaster*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **30**, 67–73.
- Dyer L.A., Dodson C.D., Beihoffer J. & Letourneau D.K. (2001) Trade-offs in Antiherbivore Defenses in *Piper cenocladum*: Ant Mutualists Versus Plant Secondary Metabolites. *Journal of Chemical Ecology*, **27**, 581–592.

- Dyer L.A., Letourneau D.K., Dodson C.D., Tobler M.A., Stireman J.O. & Hsu A. (2004) Ecological causes and consequences of variation in defensive chemistry of a neotropical shrub. *Ecology*, **85**, 2795–2803.
- Endara M.-J., Coley P.D., Ghabash G., Nicholls J.A., Dexter K.G., Donoso D.A., Stone G.N., Pennington R.T. & Kursar T.A. (2017) Coevolutionary arms race versus host defense chase in a tropical herbivore–plant system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **114**, E7499–E7505.
- Feller I.C. & Mathis W.N. (1997) Primary Herbivory by Wood-Boring Insects along an Architectural Gradient of *Rhizophora mangle*. *Biotropica*, **29**, 440–451.
- Fincher R.M., Dyer L.A., Dodson C.D., Richards J.L., Tobler M.A., Searcy J., Mather J.E., Reid A.J., Rolig J.S. & Pidcock W. (2008) Inter- and Intraspecific Comparisons of Antiherbivore Defenses in Three Species of Rainforest Understory Shrubs. *Journal of Chemical Ecology*, **34**, 558–574.
- Lincoln D.E. & Mooney H.A. (1984) Herbivory on *Diplacus aurantiacus* shrubs in sun and shade. *Oecologia*, **64**, 173–176.
- Machado B.B., Orue J.P.M., Arruda M.S., Santos C.V., Sarath D.S., Goncalves W.N., Silva G.G., Pistori H., Roel A.R. & Rodrigues-Jr J.F. (2016) BioLeaf: A professional mobile application to measure foliar damage caused by insect herbivory. *Computers and Electronics in Agriculture*, **129**, 44–55.
- Mello M.O. & Silva-Filho M.C. (2002) Plant-insect interactions: an evolutionary arms race between two distinct defense mechanisms. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, **14**, 71–81.
- Mithöfer A. & Boland W. (2012) Plant Defense Against Herbivores: Chemical Aspects. *Annual Review of Plant Biology*, **63**, 431–450.
- Nunes L.T., Sarmiento-Garcés R., Teixeira C.R., Campos L.L.F., Gouvêa L.P., Peroni N. & Giehl E.L.H. (2018) Quanto maior o prato, maior a gula? Padrões de herbivoria em manchas de *Solanum variabile*. *Ecologia de campo: Ambientes costeiros e montanos* (ed. E.L.H. Hayata, M. A.; Nunes, L.; Silva, A. L. L.; Silveira, T. C. L.; Giehl). Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

- Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Vendramini F., Cornelissen J.H.C., Gurvich D.E. & Cabido M. (2003) Leaf traits and herbivore selection in the field and in cafeteria experiments. *Austral Ecology*, **28**, 642–650.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ricklefs R.E. & Relyea R. (2016) *A Economia da Natureza. 7ed. Editora Guanabara Koogan*
- Root R.B. (1973) Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, **43**, 95–124.
- Silva D.M. da & Batalha M.A. (2011) Defense syndromes against herbivory in a cerrado plant community. *Plant Ecology*, **212**, 181–193.
- University of New Hampshire (2018) CanopyApp.
- War A.R., Paulraj M.G., Ahmad T., Buhroo A.A., Hussain B., Ignacimuthu S. & Sharma H.C. (2012) Mechanisms of plant defense against insect herbivores. *Plant signaling & behavior*, **7**, 1306–20.
- Wittstock U., Agerbirk N., Stauber E.J., Olsen C.E., Hippler M., Mitchell-Olds T., Gershenzon J. & Vogel H. (2004) Successful herbivore attack due to metabolic diversion of a plant chemical defense. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **101**, 4859–4864.

Caranguejinho sai da toca: respostas espaciais do caranguejo *Uca* spp. (Decapoda; Ocypodidae) às variáveis ambientais em marismas e manguezais.

Azevedo, E.Z.; Simões-Clivatti, T.R.O.; Segal, B.; Silveira, T.C.L.

Introdução

A distribuição dos organismos estuarinos é afetada por vários fatores abióticos como salinidade, temperatura e características físicas do solo (McLusky & Elliot, 2004). A ocorrência ou abundância de espécies bênticas é influenciada de forma complexa por estes fatores (Chapman *et al.*, 2010; McArthur *et al.*, 2010), sendo que as variáveis abióticas conseguem formar diferentes gradientes ambientais que variam no tempo e espaço.

Pouco se sabe como essas distribuições e diversidade variam ao longo de um gradiente estuarino como um todo (Attrill, 2002; Whitfield *et al.*, 2012). Através de modelos preditivos em modelagem de nicho, ou modelos de distribuição, é possível testar hipóteses da influência de fatores ambientais e/ou bióticos na distribuição de espécies, focando na reconstrução dos requerimentos ecológicos no intuito de prever a distribuição geográfica de certa espécie (Guisan & Zimmermann, 2000). A ideia de nicho pode ser definida como o conjunto de condições ambientais e fisiológicas, de N dimensões, que determinam a distribuição de uma dada espécie,

sendo que esta consegue viver dentro de certos limites (Grinnell, 1917; Hutchinson, 1957).

Estuários são compostos por diferentes ecossistemas, dentre eles os marismas e os mangues, considerados bons indicadores das mudanças climáticas, respondendo estrutural e funcionalmente às alterações na frequência e duração de inundações (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2002; Soares, 2009). O mangue apresenta cobertura vegetal típica e serve como berçário, local de alimentação e habitat para fauna terrestre, marinha e de entre marés (Faunce & Serafy, 2006; Ellison, 2008). Já os marismas são ecossistemas costeiros, com espécies vegetais halófitas facultativas (*Spartina alterniflora*) (Chapman, 1960). Em ambos ambientes pode-se encontrar a presença dos caranguejos *Uca* spp. (LEACH 1814).

Estes caranguejos se alimentam de bactérias, microalgas, nematoides e detritos (Dye & Lasiak, 1987; Hsieh *et al.*, 2002) e cavam buracos onde se protegem de predadores e da maré. Devido a estas atividades eles são considerados engenheiros ecossistêmicos podendo alterar características do sedimento (Kristensen, 2008; Natálio *et al.*, 2017). Sua distribuição e zonação na região entre-marés depende principalmente de fatores abióticos como tamanho do sedimento, temperatura, matéria orgânica, entre outros (Gerlach, 1958; Macnae, 1969; Frith & Brunenmeister, 1980).

Existem estudos que buscaram relacionar contrastes no tamanho, recrutamento juvenil e taxas de sexo, dentro da população de caranguejos *Uca* spp. com diferentes variáveis ambientais (Colpo & Negreiros-Fransozo, 2004; Bezerra *et al.*, 2006). Entretanto, estes trabalhos tiveram como área de estudo somente os ambientes de mangue. Neste sentido, o presente estudo procurou avaliar a distribuição das assembleias de caranguejo *Uca* spp., por sexo, em diferentes ambientes estuarinos compostos por mangue e por marisma. Dessa forma, esperamos observar uma diferença no padrão espacial do caranguejo *Uca* spp. entre esses ambientes, com uma abundância diferente de machos e fêmeas em cada local devido as variáveis ambientais características de cada local.

Material e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Baía Babitonga em duas áreas de manguezal com presença de marisma ao lado. A seleção das áreas foi feita através da observação das características ambientais, sendo que ambas deveriam apresentar: mesmas características da composição vegetal de mangue e de marisma, tipo de solo similar e presença de córrego desembocando no estuário.

Coleta de dados

As coletas dos dados ambientais ocorreram na maré baixa da parte da manhã e da tarde. Nas áreas de mangue e de marisma, foram dispostos cinco quadrados amostrais de PVC (0,5 m x 0,5 m) em transectos paralelos a linha do estuário e distanciados por três metros entre si (baseado em Bezerra & Matthews-Cascon, 2007).

Para cada quadrado amostral foi feita a contagem do número de tocas e medidas as distâncias ao rio e também a distância da borda do quadrado amostral até o limite máximo da vegetação em direção ao estuário (dist. borda) (Figura 1). Também foi medida a porcentagem do quadrado amostral que estava coberto de *Spartina alterniflora* (marisma) ou pneumatóforos (mangue).

Após as medições das variáveis ambientais, cada quadrado amostral foi escavado nas proximidades das tocas para coleta dos indivíduos de *Uca* spp. ali presentes. Os indivíduos foram contados e sexados. Após medir o comprimento do dorso frontal e da quela, com auxílio de um paquímetro, os indivíduos foram soltos no local.

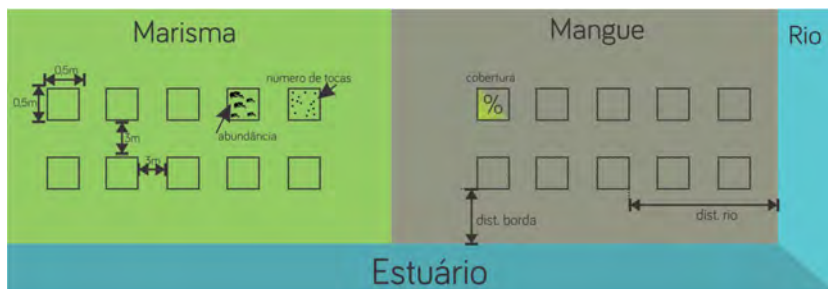


Figura 1. Esquema dos transectos e das variáveis coletadas nas áreas de estudo de marisma e de mangue.

Análise de dados

Os dados foram explorados e analisados no ambiente R (R Core Team, 2018). Utilizamos um teste T para avaliar diferença estatística entre a abundância de machos e de fêmeas entre o mangue e o marisma. Para entender a distribuição das variáveis ambientais em cada quadrado amostral, aplicamos uma análise de componentes principais (PCA) através do pacote *vegan*. Para compreender a influência das variáveis explanatórias na abundância utilizamos modelos lineares generalizados (pacote *MASS*) GLM com distribuição binomial negativa e função raiz quadrada como função de ligação. A seleção do melhor modelo foi feita pelo índice "Akaike Information Criterion" (AIC).

Resultados

Foram coletados ao todo 396 indivíduos de *Uca* spp., sendo 150 fêmeas, 244 machos e 5 juvenis que não puderam ser sexados devido ao tamanho. A abundância de caranguejos no mangue foi de 196 indivíduos e de 200 no marisma (Tabela 1). O total de juvenis, indivíduos com menos de 0,45 cm de comprimento frontal, entre as duas áreas não apresentou diferenças. Foram capturados 25 indivíduos na região de mangue e 26 na região de marisma. Já o número de indivíduos fêmeas no mangue foi

maior (83) quando comparado ao marisma (66). O inverso ocorreu para os machos, sendo que a área de marisma teve 133 caranguejos machos e no mangue apenas 109. O tamanho médio dos caranguejos *Uca* spp. foi muito semelhante entre os dois locais (Tabela 1). Duas espécies diferentes foram identificadas no local: *Uca thayeri* e *Uca leptodactyla*.

Tabela 1. Valores de abundância de indivíduos e valores médios das variáveis ambientais medidas para as áreas de mangue (* diferença significativa).

	Dados <i>Uca</i> spp.	
	Mangue	Marisma
Abundância macho	109	133
Abundância fêmea	83	66
Abundância juvenis (<0,45 cm)	25	26
Abundância total	196	200
Densidade (indivíduos/m²)	Mínimo: 8	Mínimo: 4
	Máximo: 224	Máximo: 400
	Média: 51,46	Média: 61,84
	Desv. Padrão=62,25	Desv. Padrão=104,52
Comprimento da quela* (cm)	Mínimo: 0,1	Mínimo: 0,12
	Máximo: 2,01	Máximo: 2,44
	Média: 1,097	Média: 1,245
	Desv. Padrão=0,46	Desv. Padrão =0,59

Comprimento frontal (cm)	Mínimo: 0,02	Mínimo: 0,2
	Máximo: 1,22	Máximo: 1,83
	Média: 0,70	Média: 0,73
	Desv. Padrão=0,20	Desv. Padrão=0,25
Dados ambientais		
	Mangue	Marisma
Número de tocas (unidades)	Mínimo: 6	Mínimo: 4
	Máximo: 79	Máximo: 45
	Média: 26,60	Média: 17,77
	Desv. Padrão=18,42	Desv. Padrão=11,34
Cobertura (%)	Mínimo: 0,00	Mínimo: 1,00
	Máximo: 25,00	Máximo: 70,00
	Média: 5,20	Média: 43,46
	Desv. Padrão=6,69	Desv. Padrão=17,12
Distância média do rio (m)	Mínimo: 1,75	Mínimo: 16,95
	Máximo: 15,90	Máximo: 63,50
Distância média da borda (m)	Mínimo: 3,76	Mínimo: 5,77
	Máximo: 16,63	Máximo: 19,30
	Média: 8,19	Média: 10,91
	Desv. Padrão: 3,76	Desv. Padrão: 3,63

Não houve diferença estatística entre a abundância de fêmeas no marisma e no mangue ($t=-0,42$, $gl=7,21$, $p=0,680$), assim como na abundância dos machos ($t=0,31$, $gl=6,51$, $p=0,76$) (Figura 2). Por outro lado, o comprimento da quela dos machos apresentou diferenças significativas, ($t=-1,974$, $gl=206$, $p=0,049$) (Figura 3), sendo

maior no marisma, com média 1,245 (dp=0,592 máx=2,44 min=0,12), do que no mangue com valor de 1,097 (dp=0,465 máx=2,01 min=0,1).

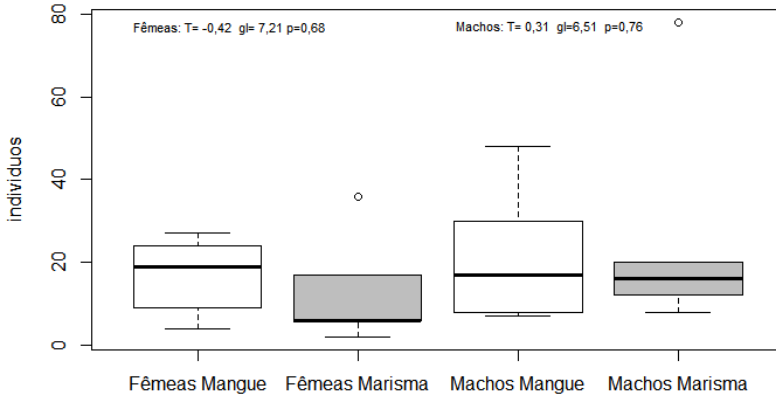


Figura 2. Abundância dos machos e das fêmeas de *Uca* spp. nos diferentes locais amostrados em cada quadrado amostral.

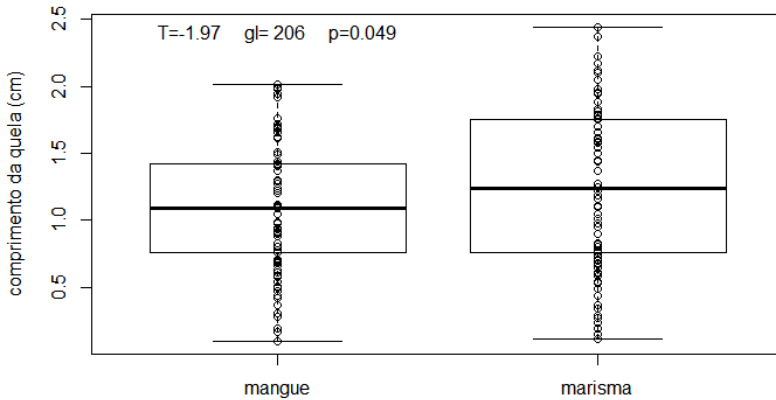


Figura 3. Boxplot das abundâncias dos machos (por quadrado amostral) no marisma e no mangue.

A análise da PCA, por quadrado amostral, apontou que as quatro variáveis ambientais explicam juntos 72% dos dados, onde a PC1=49% (composta pelos componentes "cobertura", "nº tocas" e "distância do rio") e a PC2=23% (composta pelo componente "dist. borda", Figura 4). As variáveis "dist. rio" e "cobertura" estão correlacionadas (0,5956 – cor. de Pearson) e estão mais relacionadas com os pontos das áreas de marisma. Já os pontos do mangue estão mais relacionados com a variável número de tocas.

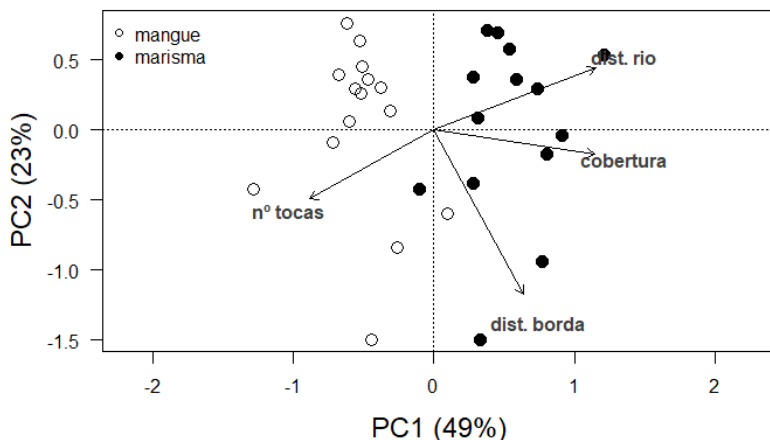


Figura 4. Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) mostrando a relação dos pontos amostrados (quadrados amostrais) com as variáveis ambientais (número de tocas, dist. borda, dist. rio e cobertura).

De acordo com os resultados das regressões lineares, nenhuma das variáveis explicativas (nº de tocas, cobertura, dist. rio, dist. borda) foi significativa para entender o comportamento da abundância dos machos e das fêmeas. A exceção foi a relação entre o número de tocas com a abundância dos machos ($p < 0,05$, $R^2 = 0,36$, $gl = 26$) (Figura 5).

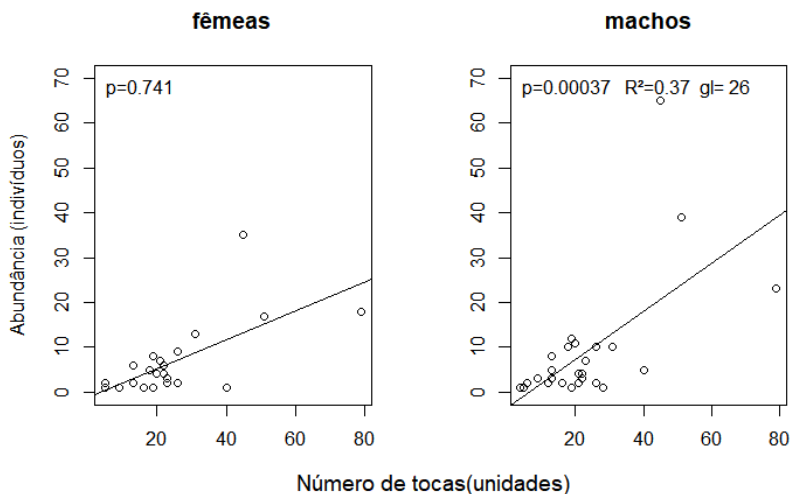


Figura 5. Relação entre a abundância de machos e o número de tocas por quadrado amostral.

O resultado obtido do GLM apontou que a interação entre os locais (marisma e mangue) com o número de tocas compõe o modelo que melhor explica a abundância dos machos (Tabela 2).

Tabela 2. Resultado dos Modelos Lineares Generalizados realizados para investigar a variação da abundância dos machos em relação as variáveis coletadas. dist.rio, distância do rio; dist.borda, distância da borda. Em negrito o modelo com menor AIC.

Modelo	Variáveis	AIC
Modelo 1	Abundância de machos ~ número de tocas	160,60
Modelo 2	Abundância de machos ~ local	185,53
Modelo 3	Abundância de machos ~ local + número de tocas	157,90
Modelo 4	Abundância de machos ~ local : número de tocas	152,83
Modelo 5	Abundância de machos ~ local : número de tocas + dist. borda	153,76
Modelo 6	Abundância de machos ~ local : número de tocas + dist. rio	154,75

Discussão

Neste estudo buscamos avaliar a variação na distribuição espacial de caranguejos machos e fêmeas do gênero *Uca* spp. em diferentes ambientes estuarinos compostos por mangue e por marisma. Os resultados apontaram que não houve diferença significativa na abundância entre machos e fêmeas nas duas áreas. Da mesma forma, os resultados demonstraram também que nenhuma das variáveis aferidas nesse estudo se mostrou influente na determinação da abundância dos indivíduos machos e fêmea. Desta forma, não podemos fazer inferência acerca da importância de tais variáveis na composição do nicho desses caranguejos. Entretanto, conforme demonstrado por Bezerra & Matthews-Cascon (2007) e Koch *et al.* (2005) a umidade

do solo e características granulométricas do sedimento, são variáveis associadas com a abundância desse gênero.

O número de amostragem em um pequeno período e a distância entre os pontos amostrais podem ter influenciado os resultados encontrados, já que os dados de coleta seriam uma pequena ideia da estrutura real das assembleias de caranguejos em mangue e em marisma. Dessa forma múltiplas escalas espaciais e temporais hierarquizadas incorporadas nos delineamentos amostrais poderiam vir a auxiliar para melhor descrever os padrões encontrados (Underwood, 2000; Lopez de Casenave *et al.*, 2007).

A maior proporção sexual de machos já foi observada em outros estudos com populações de caranguejos *Uca* spp., sugerindo que as taxas de sexo podem depender tanto das características comportamentais e ecológicas, mas não muito com as condições ambientais (Valiela *et al.*, 1974; Wolf *et al.*, 1975; Christy & Salmon, 1984; Spivak *et al.*, 1991). Em relação à densidade encontrada, o estudo de Bezerra & Matthews-Cascon (2007) coletou amostras mensais entre Setembro de 2003 até Agosto de 2004 em sete transectos com dez quadrados amostrais cada e encontrou densidade média anual (8,5 indivíduos/m²) muito inferior a encontrada em nosso trabalho (56,65 indivíduos/m²) com coletas em apenas dois dias em 6 transectos de cinco quadrados amostrais cada. Supomos, portanto, que a época de nossa coleta é de alta atividade para o gênero, ou que a diferença de densidade é realmente diferente entre as áreas de cada estudo.

A toca é parte essencial da história de vida dos caranguejos *Uca*. Quando ele não a constrói, segue em busca de uma toca não habitada ou compete por alguma outra (Crane, 1975). Em nosso estudo, portanto, entendemos as tocas como recurso que poderia influenciar a preferência desses invertebrados pelos habitats com maior disponibilidade delas. A interação entre os locais e o número de tocas compõe o modelo que melhor explica a variação na abundância dos machos. Isto é, a abundância de caranguejos varia de acordo com o número de tocas, mas essa variação pode ser diferente em cada local (mangue ou marisma). Deve haver, portanto, uma influência do ambiente no número de tocas que indiretamente

influencia a abundância dessas espécies. Em nosso estudo o maior número de tocas foi encontrado no mangue, local em que o número de indivíduos coletados foi menor. Pode ser que as tocas tenham sido subestimadas nos marismas devido ao comportamento dos caranguejos de tapá-las. Ou ainda, que os alagamentos mais frequentes nos marismas gerem uma rotatividade maior de tocas nesse ambiente.

Neste estudo, nós encontramos diferença significativa entre o tamanho da quela dos machos presente no mangue (quela menor) comparado aos machos presente no marisma (quela maior). O tamanho da garra é uma característica importante para a espécie, conforme apresentado por Oliveira & Custódio (1998) que afirmam que as fêmeas preferem machos com garras maiores e Crane (1975) assinala que o uso da garra grande dos machos está associado a reprodução e a um comportamento ameaçador. Assim, a diferença encontrada em nosso trabalho pode sugerir uma preferência entre os dois locais para fins reprodutivos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade e ao CEPA – Centro de Estudos de Preservação Ambiental pelo acolhimento. Também agradecemos à Kalina Manabe Brauko pelo auxílio na identificação dos caranguejos, bem como aos professores, pós-docs e colegas do curso pelas sugestões e ajudas.

Referências

- Attrill M.J. (2002) A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, **71**, 262–269.
- Bezerra L.E.A. & Matthews-Cascon H. (2007) Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Crustacea: Ocypodidae) in a tropical mangrove from Northeast Brazil. *Acta Oecologica*, **31**, 251–258.

- Bezerra L.E.A., Braga Dias C., Ximenes Santana G. & Matthews-Cascon H. (2006) Spatial distribution of fiddler crabs (Genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil. *Scientia Marina*, **70**, 759–766.
- Chapman M.G., Tolhurst T.J., Murphy R.J. & Underwood A.J. (2010) Complex and inconsistent patterns of variation in benthos, micro-algae and sediment over multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, **398**, 33–47.
- Chapman V.J. (1960) Salt marshes and Salt Deserts of the World. *Plant science monographs* (ed. N. Polunin). Nova York. John Wiley & Sons. pp. 179–179.
- Christy J.H. & Salmon M. (1984) Ecology and evolution of mating systems of fiddler crabs (genus *Uca*). *Biological Reviews*, **59**, 483–509.
- Colpo K.D. & Negreiros-Fransozo M.L. (2004) Comparison of the population structure of the fiddler crab *Uca vocator* (Herbst, 1804) from three subtropical mangrove forests. *Scientia Marina*, **68**, 139–146.
- Crane J. (1975) *Fiddler crabs of the world : Ocypodidae : genus Uca*.
- Dye A.H. & Lasiak T.A. (1987) Assimilation efficiencies of fiddler crabs and deposit-feeding gastropods from tropical mangrove sediments. *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A: Physiology*, **87**, 341–344.
- Ellison A.M. (2008) Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, **59**, 2–15.
- Faunce C.H. & Serafy J.E. (2006) Mangroves as fish habitat: 50 Years of field studies. **318**, 1–18.
- Frith D.W. & Brunenmeister S. (1980) Ecological and Population Studies of Fiddler Crabs (Ocypodidae, Genus *Uca*) On a Mangrove Shore At Phuket Island, Western Peninsular Thailand. *Crustaceana*, **39**, 157–184.
- Gerlach S.A. (1958) Die Mangrovenregion tropischer Küsten als Lebensraum. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere.*, **46**, 636–730.
- Grinnell J. (1917) The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk*, **34**, 427–433.
- Guisan A. & Zimmermann N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147–186.

- Hsieh H.L., Chen C.P., Chen Y.G. & Yang H.H. (2002) Diversity of benthic organic matter flows through polychaetes and crabs in a mangrove estuary: delta C-13 and delta S-34 signals. *Marine Ecology Progress Series*, **227**, 145–155.
- Hutchinson G.E. (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, **22**, 415–427.
- Koch V., Wolff M. & Diele K. (2005) Comparative population dynamics of four fiddler crabs (Ocypodidae, genus *Uca*) from a North Brazilian mangrove ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, **291**, 177–188.
- Kristensen E. (2008) Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*, **59**, 30–43.
- Lopez de Casenave J., Marone L., Jaksic F. & Camus P. (2007) Escalas. *Ecología de comunidades* (ed. L. Marone and F. Jaksic). Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile. pp. 193–213
- Macnae W. (1969) A General Account of the Fauna and Flora of Mangrove Swamps and Forests in the Indo-West-Pacific Region. *Advances in Marine Biology*, **6**, 73–270.
- McArthur M.A., Brooke B.P., Przeslawski R., Ryan D.A., Lucieer V.L., Nichol S., McCallum A.W., Mellin C., Cresswell I.D. & Radke L.C. (2010) On the use of abiotic surrogates to describe marine benthic biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **88**, 21–32.
- McLusky D.S. & Elliot M. (2004) *The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and maagements*. Oxford University Press.
- Natálio L.F., Pardo J.C., Machado G.B., Fortuna M.D., Gallo D.G. & Costa T.M. (2017) Potential effect of fiddler crabs on organic matter distribution: A combined laboratory and field experimental approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **184**, 158–165.
- Oliveira R.F. & Custódio M.R. (1998) Claw size, waving display and female choice in the european fiddler crab, *Uca tangeri*. *Ethology Ecology and Evolution*, **10**, 241–251.
- R Core Team (2018) *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Schaeffer-Novelli Y., Cintron-Molero G. & Soares M.L.G. (2002) Mangroves as indicators of sea level change in the muddy coasts of the world. *Proceedings in Marine Science*, **4**, 245–262.
- Soares M.L.G. (2009) A conceptual model for the responses of mangrove forests to sea level rise. *Journal of Coastal Research*, **56**, 267–271.
- Spivak E.D., Gavio M. & Navarro C. (1991) Life History and Structure of the World's Southernmost *Uca* Population: *Uca Uruguayensis* (Crustacea, Brachyura) in Mar Chiquita Lagoon (Argentina). *Bulletin of Marine Science*, **48**, 679–688.
- Underwood A.J. (2000) Experimental ecology of rocky intertidal habitats: What are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**, 51–76.
- Valiela I., Babiec D.F., Atherton W., Seitzinger S. & Krebs C. (1974) Some consequences of sexual dimorphism: feeding in male and female fiddler crabs, *Uca Pugnax* (Smith). *The Biological Bulletin*, **147**, 652–660.
- Whitfield A.K., Elliott M., Basset A., Blaber S.J. & West R.J. (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **97**, 78–90.
- Wolf P.L., Shanholtzer S.F. & Reimold R.J. (1975) Population Estimates for *Uca pugnax* (Smith, 1870) on the Duplin Estuary Marsh, Georgia, U.S.A. (Decapoda Brachyura, Ocypodidae). *Crustaceana*, **29**, 79–91.

Anexos

Anexo I - Termo de consentimento

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA

Campus Universitário – Trindade - 88040-900 - Florianópolis – SC

FONE: 3721-9460 - <http://www.ecoh.ufsc.br/>

Termo de Consentimento Livre Esclarecido
(TCLE)

Eu, _____, sou estudante da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis, e estou convidando você a participar de uma pesquisa acadêmica sobre o consumo de pescado e os recursos pesqueiros da Baía Babitonga. Este projeto é coordenado pela professora Dra. Natalia Hanazaki e pela mestrandia Suelen Beeck da Cunha.

Durante a pesquisa você será entrevistado(a) e irá responder a um questionário para conhecer os principais recursos pesqueiros consumidos e as características de quem os consomem. As entrevistas serão registradas de forma escrita. Também poderão ser feitas fotos, caso você autorize.

Caso sinta-se desconfortável em participar da pesquisa, ou por qualquer outro motivo, a qualquer hora o(a) senhor(a) pode parar nossa conversa ou desistir de participar do trabalho, sem nenhum prejuízo pessoal. Para sua segurança será mantido seu anonimato e as entrevistas serão armazenadas no Laboratório de Ecologia Humana da UFSC. Ao participar desta pesquisa você não estará sujeito(a) a nenhum risco além daqueles que você já tem no seu cotidiano. Só os pesquisadores terão acesso aos dados da entrevista e os resultados. Nós não temos nenhum objetivo financeiro. Você não terá nenhuma despesa advinda da sua participação na pesquisa.

Caso alguma despesa ou prejuízo decorrente da pesquisa venha a ocorrer, você poderá solicitar indenização nos termos da lei. Os resultados da pesquisa serão usados para comunicar outros pesquisadores, gestores e revistas relacionadas à universidade e mostrarão apenas os resultados obtidos como um todo, sem revelar seu nome ou qualquer informação relacionada à sua privacidade.

Dois vias deste documento estão sendo assinadas por você e pelo pesquisador responsável. Guarde cuidadosamente a sua via, pois é um documento que traz importantes informações de contato e garante os seus direitos como participante da pesquisa.

Caso tenha alguma dúvida, basta nos perguntar ou entrar em contato. Se tiver interesse em saber dos resultados dessa pesquisa, ficaremos muito felizes em compartilhá-los. Meu telefone e endereço é: Laboratório de Ecologia Humana e Etnobotânica, Centro de Ciências Biológicas/ Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Trindade, CEP 88010-970. Telefone: (48) 3721-9460. E-mail: natalia.hanazaki@ufsc.br

Você também poderá entrar em contato com o Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos da UFSC pelo telefone (48) 3721-6094 e-mail cep.propesq@contato.ufsc.br ou pessoalmente na rua Desembargador Vitor Lima, nº 222, sala 401, Trindade, Florianópolis/SC.

Entrevistado: Depois de saber sobre a pesquisa, de como ela será feita e como os resultados serão usados, do direito que tenho de não participar ou desistir dela sem me causar prejuízo, eu concordo em participar.

Entrevistado:

Entrevistador:

São Francisco do Sul, de outubro de 2018

Anexo II - Questionário aplicado na Praia Bonita, Vila da Glória, São Francisco do Sul.

Questionário

1. Idade
2. Sexo
3. É pescador? Sim _____ Não _____
4. Tem pescador na família?
5. Fonte de renda?
6. Você poderia citar as 5 principais variedades de peixes ou frutos do mar que você mais consome?
7. Você poderia citar as 5 principais variedades de peixes ou frutos do mar que você não consome?
8. Porque não consome?
9. Você percebe algum tipo de poluição na Baía?
10. Se sim, porque?
11. Você acha que essa poluição poderia afetar os recursos? (peixes ou outros)
12. Se for pescador, tem algum lugar que você evita pescar

Anexo III

Tabela com os resultados dos Testes a *posteriori* de Tukey. As variáveis rio, estuário e rio*estuário são variáveis explanatórias enquanto densidade relativa (adultos), altura (adultos), cobertura do dossel, plântulas (número) e juvenis (número) são as variáveis resposta. Os valores significativos de p (<0,05) estão em negrito. p: próximo ao gradiente; m: distâncias intermediárias ao gradiente; l: distantes do gradiente.

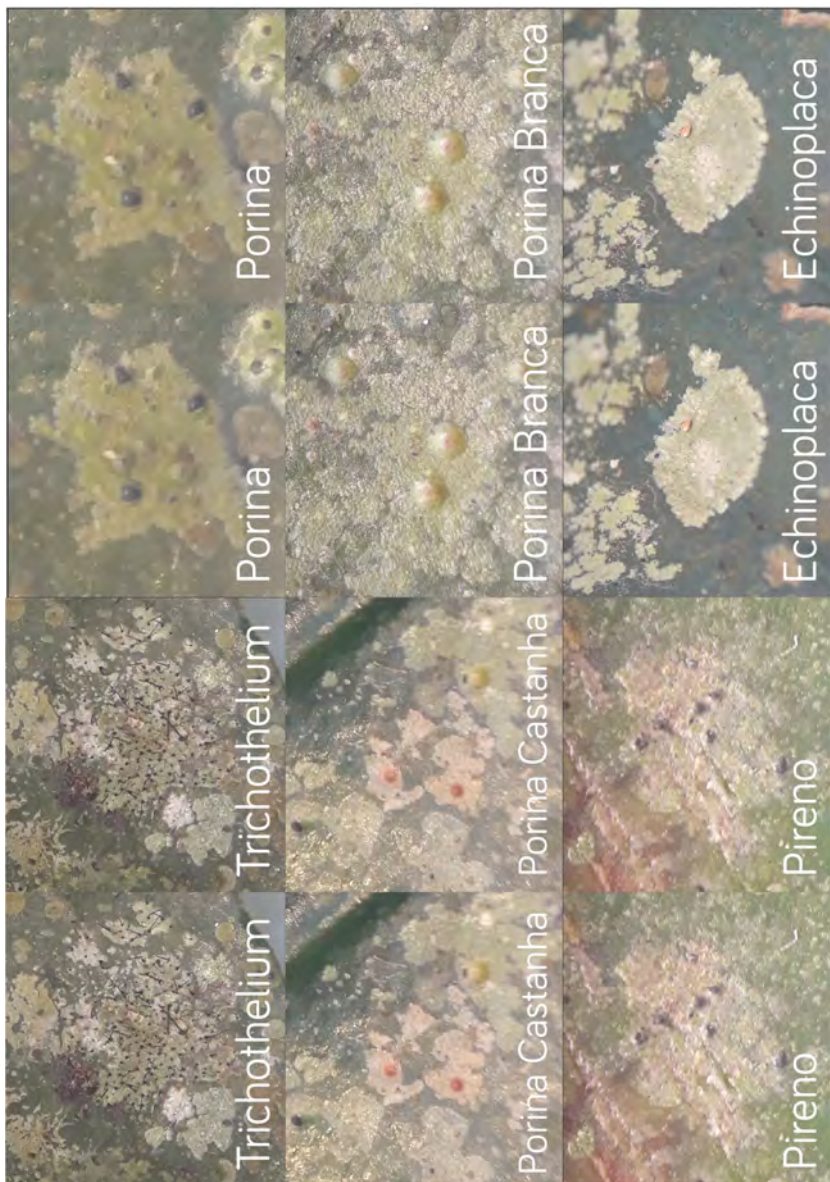
Densidade Relativa		Altura		Cobertura do dossel		Plântulas		Juvenis	
Rio	p	Rio	p	Rio	p	Rio	p	Rio	p
p-l	0,097	p-l	0,259	p-l	0,877	p-l	0,012	p-l	0,890
p-m	0,012	p-m	0,669	p-m	0,410	p-m	0,103	p-m	0,803
Estuário	p	Estuário	p	Estuário	p	Estuário	p	Estuário	p
m-l	0,984	m-l	0,134	m-l	0,002	m-l	0,006	m-l	0,003
p-l	0,000	p-l	0,621	p-l	0,667	p-l	0,008	p-l	0,023
p-m	0,001	p-m	0,018	p-m	0,016	p-m	0,993	p-m	0,667
Rio*Est	p	Rio*Est	p	Rio*Est	p	Rio*Est	p	Rio*Est	p
p:l-l:l	0,950	p:l-l:l	0,201	p:l-l:l	1,000	p:l-l:l	0,012	p:l-l:l	1,000
l:m-l:l	0,848	l:m-l:l	0,232	l:m-l:l	0,399	l:m-l:l	0,031	l:m-l:l	0,744
m:m-l:l	0,977	m:m-l:l	0,303	m:m-l:l	0,142	m:m-l:l	0,021	m:m-l:l	0,111
m:p-l:l	1,000	m:p-l:l	0,996	m:p-l:l	0,814	m:p-l:l	0,046	m:p-l:l	1,000
p:p-l:l	0,010	p:p-l:l	0,988	p:p-l:l	0,996	p:p-l:l	0,005	p:p-l:l	0,197
p:l-m:l	0,999	p:l-m:l	0,809	p:l-m:l	0,992	p:l-m:l	0,033	p:l-m:l	1,000
m:m-m:l	0,997	m:m-m:l	0,911	m:m-m:l	0,530	m:m-m:l	0,057	m:m-m:l	0,135
p:p-m:l	0,000	p:p-m:l	1,000	p:p-m:l	1,000	p:p-m:l	0,014	p:p-m:l	0,235
p:p-p:l	0,000	p:p-p:l	0,721	p:p-p:l	0,994	p:p-p:l	1,000	p:p-p:l	0,197
p:p-l:m	0,000	p:p-l:m	0,767	p:p-l:m	0,859	p:p-l:m	0,997	p:p-l:m	0,983
p:p-m:m	0,001	p:p-m:m	0,849	p:p-m:m	0,508	p:p-m:m	0,999	p:p-m:m	1,000
p:p-p:m	0,007	p:p-p:m	0,939	p:p-p:m	0,847	p:p-p:m	0,889	p:p-p:m	0,991
p:p-l:p	0,030	p:p-l:p	1,000	p:p-l:p	0,992	p:p-l:p	0,544	p:p-l:p	0,998
p:p-m:p	0,015	p:p-m:p	1,000	p:p-m:p	0,997	p:p-m:p	0,988	p:p-m:p	0,326

Anexo IV

Durante os trabalhos de campo, os alunos foram estimulados a confeccionarem devolutivas sobre seus trabalhos à comunidade do entorno, a partir da produção de variadas formas de divulgação científica. Aqui, estão disponibilizadas algumas dessas produções, como propostas de cartazes, canções e até mesmo um jogo da memória voltado a professores da rede básica de educação

MemoLíquén - Jogo da Memória

Material produzido por Eric Zettermann Dias de Azevedo com base no artigo "Distribuição da comunidade de líquens foliícolas ao longo de um gradiente altitudinal na mata Atlântica".





 <p>Chroodiscus</p>	<p>PERCA SUA VEZ</p> <p>Os líquens são organismos formados por fungos e algas vivendo em sincronia.</p>	 <p>Chroodiscus</p>	<p>FALE A SEGUINTE FRASE TAPANDO SEU NARIZ:</p> <p>Os líquens são organismos formados por fungos e algas vivendo em sincronia.</p>	<p>PERCA SUA VEZ</p> <p>Os líquens são muito sensíveis a fatores como temperatura, umidade e iluminação.</p>	<p>FALE A SEGUINTE FRASE PULANDO EM UM PÉ SÓ</p> <p>Os líquens podem ser encontrados nas cores laranja, amarelo, vermelho, verde, cinza, marrom e preto.</p>	<p>PERCA SUA VEZ</p> <p>Os líquens são muito sensíveis a fatores como temperatura, umidade e iluminação.</p>	<p>FAÇA UMA MÍMICA PARA QUE SEUS COLEGAS ACERTEM</p> <p>Os líquens podem ser utilizados na fabricação de perfumes.</p>				<p>PERCA SUA VEZ</p> <p>Os líquens são sensíveis a poluição e por isso podem ser utilizados para descobrir se os ambientes estão poluídos.</p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--	--	--	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



SE ADAPTANDO COM A LUZ

PROTEÇÃO CONTRA A PERDA DA ÁGUA
folhas menores, mais espessas e ângulo menor



24,7°
Biomassa da folha = 0,34g



COPA EXTERNA ← → COPA INTERNA

CAPTAÇÃO DA LUZ DO SOL
folhas maiores, menos espessas e ângulo maior



58,3°
Biomassa da folha = 1,4g

Psychotria nuda

A espécie escolhida para esse estudo foi a *Psychotria nuda*, popularmente conhecida como flor-de-cera e casca-de-anta.

É um arbusto da família Rubiaceae. Essa família possui muitas formas, tamanhos e cores de flores, o que atrai muitos polinizadores e seus frutos carnosos atraem dispersores como pássaros, morcegos ou pequenos mamíferos.

Material produzido por **Bianca Minink Villa** e **Eric Zettermann Dias de Azevedo** com base no artigo “The Dark Side of the Plant: Plasticidade fenotípica foliar em *Psychotria nuda* (Rubiaceae)”

O Boto-Cinza

O boto-cinza
Cadê? Onde é que ele está?
Na Baía Babitonga
O boto eu quero observar

Olha à frente
O *Sotalia guianensis*
Olha lá pra ele agora
quase uma cambalhota

Um grupo grande
Mais de dez indivíduos
Agitando, comunicando
E o sonar tudo registrando

Na imensidão
Do azul do estuário
Pontos escarlates
Se destacam no horizonte

É o guará!
Um bando em revoada
Enaltece a paisagem
Oferta uma homenagem

Presenteados
Fomos por ver toninha
Tão singela, tão quietinha
Tão pequenina

E ao redor
O boto-cinza reaparece

Pares de mães e filhotes
E adultos mais rebeldes

Sinergia
Soma, funde e separa
Reagrupa o bando todo
E partiu lá para o porto.

No centro histórico,
Berço do Museu do Mar
Tem golfinho a todo tempo
Tendo que aguentar

Embarcação
Que vai para todo lado
E um odor de soja
Do granel emanado

O boto-cinza
Cadê? Onde é que ele está?
Na Baía Babitonga
O boto eu quero observar

Mistérios
Da ecolocalização
É o que pretendemos
Aqui desvendar

Um grupo maior
Será que vai produzir
Mais cliques ou será
Que não é bem assim

Letra por Fabiano Faga-Pacheco, inspirada na canção “Mas que nada”, de Jorge Ben, na melodia de Sérgio Mendes. Baseado nos trabalhos de campo do artigo “A influência do tamanho de grupo e parâmetros ambientais na emissão de sons pulsados pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía Babitonga”.

GarapuLiquens

Acorda, mas pode ser sem pressa
Lá fora o campo começa cedo
E nós não temos nada a perder
E no CEPA, se não está chovendo,
É hora de um tento enquanto o tempo
nos deixa o líquen ver

Registra e vamos mais um pouco
Cê sabe que sou louco
E tem caminho longo para percorrer
Pra quê complicar assim
Riqueza da altitude é que está bem afim

Então deixa, deixa o líquen crescer
Que eu vejo
O padrão que vai ocorrer

Então deixa, deixa o líquen crescer
Que eu vejo
O padrão que vai ocorrer

Acorda, e olha a RDA
Não é de qualquer jeito, há pouco
aninhamento
Sorensen indica um padrão legal
Pra diversidade é importante
A substituição espacial

Deixa, deixa o líquen crescer
Que eu vejo
O padrão que vai ocorrer

Então deixa, deixa o líquen crescer
Que eu vejo
O padrão que vai ocorrer

Deixa o líquen crescer
Então deixa
Que eu vejo
Então deixa
Que eu vejo

Letra por Fabiano Faga-Pacheco e Marcelo Schuler Crivellaro, entre outubro e dezembro de 2018. Inspirado na canção "Deixa", da banda Lagum. Baseado no artigo "A riqueza sobe o morro: seria a composição das assembleias liquênicas em garapuvus (*Schizolobium parahyba*) influenciada pela altitude?"

Co-ocoliquens

Vou pedir pro fungo abrigar

Vou pedir pra alga produzir

Nutrientes

Pra desenvolver

Vou querer associar

O líquen com a casca

Da árvore

E com a luz solar

A semana inteira

Fiquei esperando

Pra te ver competindo

Te ver cooperando

No interior da mata

Tem-se um ambiente

Que é mais estressante,

estressante, estressante

Os parâmetros físicos

Não estão importando

Para a co-ocorrência

Isto é o que eu espero

Grito ao mundo inteiro

É a interação biótica

O que importa!

Eu espero que na borda o líquen

Tenha contatos com mais alguéms

Porque agregação

Traz facilitação

Algumas vezes numa planta a gente tem

Um líquen que gosta mais de outro líquen

Porque toleram

Ou cooperam juntos

A semana inteira

Fiquei esperando

Pra te ver competindo

Te ver cooperando

No interior da mata

Tem-se um ambiente

Que é mais estressante,

estressante, estressante

Os parâmetros físicos

Não estão importando

Para a co-ocorrência

Isto é o que eu espero

Grito ao mundo inteiro

É a interação biótica

O que importa

Letra por Fabiano Faga-Pacheco, Bianca Minink Villa e Marcelo Schuler Crivellaro. Inspirado na canção "Não Quero Dinheiro (Só Quero Amar)", de Tim Maia. Baseado no artigo "Nada é por acaso: co-ocorrência sugere importância de interações ecológicas na estruturação da assembleia de líquens em Floresta Ombrófila Densa".

