

ISBN 978-85-45535-58-4

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ecologia de campo: Ambientes Costeiros e Montanos

Organizadores

Maiara Albuquerque Hayata
Lucas Nunes Teixeira
Aurea Luiza Lemes da Silva
Thiago Cesar Lima Silveira
Eduardo Luís Hettwer Giehl

Florianópolis
Universidade Federal de Santa Catarina
UFSC

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB – UFSC

Copyright © 2018 – PPG Ecologia UFSC

Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Diagramação: Maiara Albuquerque Hayata e Eduardo L. Hettwer Giehl (capa)

Foto da capa: araucária, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, SC. Autor: Lucas Nunes Teixeira

Foto da contra-capa: aranha, *Parawixia* sp., na RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, SC. Autor: Andrei Langeloh Roos

Revisão: Autores e organizadores

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da
Universidade Federal de Santa Catarina

E19 Ecologia de campo: ambientes costeiros e montanos / organizadores,
Maiara Albuquerque Hayata ... [et al.]. – Florianópolis : PPG Ecologia
UFSC, [2018].

372 p. : gráfs., tabs.

Inclui bibliografia.

ISBN 978-85-45535-58-4

1. Ecologia – Santa Catarina. 2. Ecossistemas – Santa Catarina. 3.
Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). 4. Grande Floresta
das Araucárias (Bom Retiro, SC) I. Hayata, Maiara A.. II. Teixeira, Lucas N.
III. Silva, Aurea Luiza L. da. IV. Silveira, Thiago Cesar L. V. Giehl, Eduardo
Luís H.

CDU:

574(816.4)

Elaborada por Dirce Maris Nunes da Silva – CRB 14/333

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

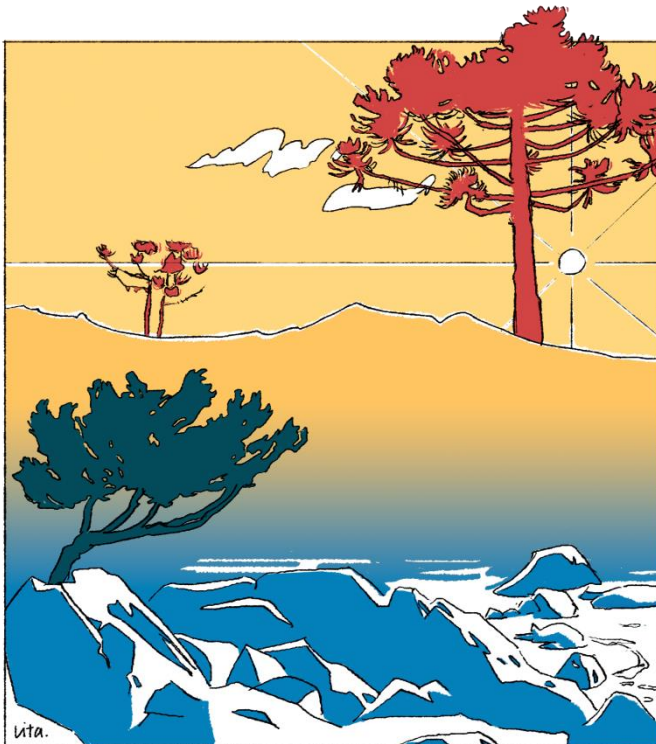
Centro de Ciências Biológicas, UFSC

Campus Universitário Trindade, Florianópolis, SC, Brasil - CEP 88010-970

ppgecologia@contato.ufsc.br

<http://poseco.ufsc.br>

Ecologia de campo: Ambientes Costeiros e Montanos



2017



Discentes

1. Alessandra Paula Carneiro [PPGECO, UFSC]
2. Andrei Langeloh Roos [PPGECO, UFSC]
3. Brisa Marciniak de Souza [PPGECO, UFSC]
4. Clarissa Ribeiro Teixeira [PPGECO, UFSC]
5. Gabriel Martin Rupil [PPGECO, UFSC]
6. Giulia Burle Costa [PPGECO, UFSC]
7. Graziela Dias Blanco [PPGECO, UFSC]
8. Guilherme Burg Mayer [PPGECO, UFSC]
9. Jonatas Alves [PPGECO, UFSC]
10. José Carlos Rocha Junior [PPGECO, UFSC]
11. Leonardo Leite Ferraz de Campos [PPGECO, UFSC]
12. Letícia Maria Costa Peres [PPGECO, UFSC]
13. Lidiane Pires Gouvêa [PPGECO, UFSC]
14. Lucas Nunes Teixeira [PPGECO, UFSC]
15. Luiz Fernando Ferreira [PPGECO, UFSC]
16. Maiara Albuquerque Hayata [PPGECO, UFSC]
17. Marcela Xavier Machado [PPGECO, UFSC]
18. Rodrigo Augusto Sarmiento-Garcés [PPGECO, UFSC]

Docentes

Professores responsáveis

Profa. Dra. Bárbara Segal [ECZ, UFSC]

Profa. Dra. Natalia Hanazaki [ECZ, UFSC]

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

Professores participantes

Prof. Dr. Nivaldo Peroni [ECZ, UFSC]

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

Profa. Dra. Malva Isabel Medina Hernández [ECZ, UFSC]

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

Dr. Eduardo L. Hettwer Giehl [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

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

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

Dra. Michele de Sá Dechoum [PPG Fungos, Algas e Plantas, UFSC]

Dr. Maurício Cantor [ECZ, UFSC]

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

Convidados

Profa. Dra. Tatiana Silva Leite [Depto. de Oceanografia e Limnologia, UFRN]

Msc. Alina Barbosa [Doutoranda, PPG Ecologia, UFRN]

Dr. Bernardo Monteiro Flores [Pós-doutorando, Depto. Biologia Vegetal, UNICAMP]

Apresentação

Estimado(a) leitor(a),

Seja bem vindo(a) à 10ª Edição do Livro "Ecologia de Campo – Ambientes Costeiros e Montanos". Neste livro, você encontrará uma compilação dos estudos ecológicos realizados na 10ª edição da disciplina *Ecologia de Campo*, oferecida anualmente pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina (PPGECO, CCB-UFSC). A disciplina ocorreu entre os dias 31 de Outubro a 15 de Novembro de 2017 e nela os discentes do PPGECO tiveram a oportunidade de desenvolver projetos de pesquisa relacionados a ecologia de diferentes ecossistemas do estado Catarinense.

Iniciada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, município de Florianópolis, a disciplina proporcionou o desenvolvimento de projetos em ecossistemas litorâneos, como ambientes marinhos, estuarinos, dulcícolas e terrestres. O segundo local de realização foi a Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro, na serra Catarinense, onde foram desenvolvidos projetos em ambientes de florestas de araucárias e rios de altitude. Em ambos os locais, foram estudados diferentes organismos pertencentes a fauna e flora para a compreensão do seu papel ecológico no ecossistema. Diversas perguntas foram avaliadas e testadas, através do desenvolvimento de projetos de curta duração. A idealização e execução desses projetos contou com a orientação de docentes do PPGECO, pós-doutorandos e professores convidados.

Ao todo, foram desenvolvidos 31 projetos, sendo 8 realizados no Parque Municipal da Lagoa do Peri e 23 na Fazenda Reunidas Campo Novo. Desses projetos, 24 foram propostos e orientados pelos professores, pós-doutores ou professores convidados, enquanto que 7 foram projetos livres, desenvolvidos a partir da observação e curiosidade despertada nos alunos. Todos os projetos visam a contribuição do conhecimento a respeito dos ricos ecossistemas do estado Catarinense, para que iniciativas de conservação, educação e bem-estar social sejam

motivadas, através da preservação dos recursos naturais e manutenção da biodiversidade.

Esperamos que este livro sirva de inspiração para todos aqueles que tem interesse em entender o funcionamento dos ecossistemas e a importância da manutenção dos nossos recursos naturais. Que este trabalho seja também instigador da curiosidade do leitor, para o entendimento da importância da ecologia como ciência. E que promova a conscientização sobre quão fundamental é a compreensão sobre os nossos recursos, para que estes sejam preservados às futuras gerações.

Por fim, dedicamos a realização de todo o trabalho de pesquisa e o seu maior resultado, a publicação deste livro, a todos os pós-graduandos, pós-doutores, professores e técnicos do departamento de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal de Santa Catarina, que desde a fundação do curso dedicaram-se a oferecer o suporte, a infraestrutura e o apoio necessários para que a disciplina fosse anualmente ofertada. E para que publicações como esta fossem sempre disponibilizadas para a sociedade, como promoção de educação e ciência, visando a melhoria da nossa comunidade.

Com sinceros agradecimentos, e desejo de mais 10 anos de excelência em pesquisa,

Equipe editorial

Agradecimentos

Agradecemos primeiramente à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela disponibilização de recurso financeiro para o Curso de Ecologia de Campo 2017, assim como pela concessão dos materiais utilizados neste. Agradecemos à Dra. Karla Scherer pelo esforço na organização do material levado a campo, mais uma vez. Pela disponibilização do espaço para realização dos trabalhos e demais tramites, agradecemos à Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM), ao Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) e às suas respectivas equipes. À Fazenda Reunidas Campo Novo, em Bom Retiro, SC, agradecemos pela hospedagem, pelo auxílio e pelo apoio logístico para o desenvolvimento das atividades na RPPN Grande Floresta das Araucárias.

Estendemos um sincero agradecimento aos professores e demais pesquisadores pelo companheirismo e empenho na elaboração e execução dos projetos em campo e dos capítulos deste livro. Agradecemos também aos nossos colegas de disciplina, pela grande amizade, pelo esforço coletivo e pelo aprendizado mútuo durante todo o decorrer do Curso. Por fim, agradecemos a todas as pessoas que se envolveram direta ou indiretamente com a organização e execução das atividades, contribuindo para o sucesso da décima edição do Curso de Ecologia de Campo da Pós-Graduação em Ecologia da UFSC.

Sumário

Discentes.....	5
Docentes.....	7
Apresentação.....	9
Agradecimentos.....	11
AMBIENTES COSTEIROS.....	17
Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes.....	19
Saindo da toca: estudo do comportamento de forrageio de <i>Ocypode quadrata</i> (Mariafarinha) sob risco de predação e novidade ambiental.....	29
<i>Bunodosoma caissarum</i> (Cnidaria, Actiniaria): Fatores determinantes da distribuição e estrutura populacional no costão da Ilha das Campanhas (Florianópolis, SC).....	39
“Minha casa, minha vida”: Avaliação da adequabilidade de habitat de <i>Phragmatopoma caudata</i> em um Costão Rochoso no Sul da Ilha de Santa Catarina, SC.....	51
Variação espaço-temporal da comunidade de poliquetas em um estuário ribeirinho do sul da Ilha de Santa Catarina.....	63
Padrões de aninhamento e turnover em comunidades macrobentônicas de poças de maré da Praia da Armação, Florianópolis, SC.....	75
Estudo comparativo de métodos amostrais para caracterização da riqueza macrobentônica em um costão rochoso.....	87
Diversidade da ictiofauna de um riacho costeiro em paisagens com diferentes graus de perturbação.....	99
Riqueza e abundância de insetos indutores de galhas em ambientes xéricos e méxicos na Lagoa do Peri, SC, Brasil.....	111
AMBIENTES MONTANOS.....	116
Área de estudo: Fazenda Reunidas Campo Novo e entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural Grande Floresta das Araucárias.....	118
A influência do gado na riqueza de macrofungos associados à madeira.....	125
Riqueza e composição de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista com diferenças no uso pelo gado.....	135
Avante recrutas, o gado vem aí: Avaliando a diversidade funcional de recrutas em áreas de pouco e intenso pastejo.....	145

Densidade específica do caule de <i>Araucaria angustifolia</i> em diferentes fitofisionomias...	159
Araucárias isoladas no campo como facilitadoras da expansão florestal pelo melhoramento das condições ambientais.....	169
<i>Araucaria angustifolia</i> (Araucariaceae) e sua atuação como planta facilitadora através do efeito poleiro.....	180
Composição e riqueza de macrofungos da madeira em três estruturas vegetacionais de uma área de Floresta Ombrófila Mista impactada.....	188
Cada macaco no seu galho: estudo do particionamento da diversidade beta em assembleias de besouros escarabeíneos.....	201
Diversidade morfofuncional de coleoptera em ambientes de mata ripária e campo no sul do Brasil.....	212
Quanto maior o prato, maior a gula? Padrões de herbivoria em manchas de <i>Solanum variable</i>	222
Distribuição de Artrópodes associados a manchas de populações de Maria-mole (<i>Senecio brasiliensis</i>).....	229
Artropofauna associada a manchas de <i>Baccharis uncinella</i> (Asteraceae): influência do tamanho e complexidade estrutural do hábitat na riqueza e abundância de espécies.....	239
Características morfológicas e funcionais de macroinvertebrados aquáticos em diferentes microhabitats em riacho de baixa ordem.....	250
Uso do habitat e distribuição de <i>Aegla</i> spp. (Decapoda: Anomura) em um riacho subtropical.....	261
Caindo na rede: a influência do local e estrutura de teias de aranhas na captura de presas.....	269
O João do pulo: comportamento de fuga e performance de salto do sapo-cururu <i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824).....	278
Referências.....	286
PROJETOS LIVRES.....	289
Vai pela sombra: variação no uso do habitat por girinos de <i>Rhinella</i> sp. (Anura: Bufonidae).....	291
Comportamento agonístico em crustáceos do gênero <i>Aegla</i>	300
<i>Solanum variable</i> como atrativo para acasalamento de Chrysomelidae.....	312
Diversidade da comunidade de aranhas (Artropoda: Aranae) em arbustos com diferentes níveis de complexidade e oferta floral.....	321

O efeito da presença do gado na diversidade de plantas lenhosas na Serra Catarinense: uma abordagem taxonômica e funcional	336
Diversidade beta em estrato vertical de comunidades de formigas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil	350
Distribuição espacial de líquens cortícolas associados a <i>Araucaria angustifolia</i> em uma Floresta Ombrófila Mista	363

AMBIENTES COSTEIROS



Foto por Andrei Langeloh Roos

Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes

O Parque Municipal da Lagoa do Peri está localizado no sudeste da ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis ("27°42'59" e 27°46'45"S; 48°30'33" e 48°31'59"W, Fig.1"), apresentando os mesmos limites que a Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, com uma área 2.030 hectares de unidade de conservação. Desde a criação do parque, a ocupação humana passou a ser restrita. A população residente dentro do parque é composta principalmente por pescadores e pequenos agricultores (Pereira 2001).

O Parque foi criado em 1981 pela Lei Municipal 1.828, tendo como um dos objetivos proteger o principal manancial de água doce presente na cidade de Florianópolis, a Lagoa do Peri, de modo a permitir a utilização adequada de seu potencial e conservar os serviços ecossistêmicos gerados pelo Parque (Dechoum e Arellano 2016). Através do plano diretor de Uso e Ocupação do solo 091/82, o Parque foi dividido em três zonas: 1. Área de Reserva Biológica (destinada à preservação integral e permanente do ecossistema e de seus recursos); 2. Área de Paisagem Cultural (destinada aos assentamentos e atividades tradicionais, que já existiam antes da criação do parque) como engenhos de farinha e de cana-de-açúcar e 3. Área de Lazer (destinada a fins educacionais e científicos através do desenvolvimento de atividades de recreação e lazer compatíveis com a preservação do meio ambiente). Nesta área encontra-se a sede administrativa do PMLP. A Fundação do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM) é o órgão responsável pela gestão do Parque, por meio do Departamento de Unidades de Conservação (DEPUC), sendo também responsável pela conservação do solo na bacia hidrográfica.

A cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri é constituída por duas formações bem definidas:

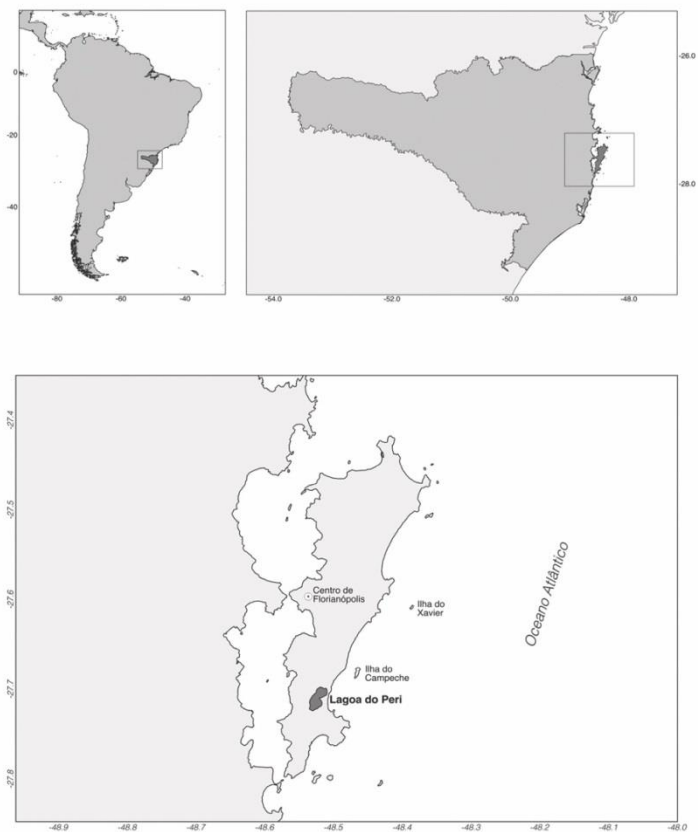
1. **Formações Originais:** Composta por floresta Ombrófila Densa, esta formação vegetal, que representa a mais importante formação da área, compreende 60% de toda a bacia hidrográfica, sendo caracterizada pelo elevado índice de preservação e a presença de áreas com suas características originais, encontrada, principalmente,

nas encostas de maiores declividades, com destacada presença de diversas espécies de lianas, de samambaias e de epífitas sobre galhos, bases e partes inferiores dos troncos das Macro e Mesofanerófitas. Segundo Lisboa et al. 2014, as famílias Fabaceae, Moraceae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Myristicaceae são as mais representativas da região.

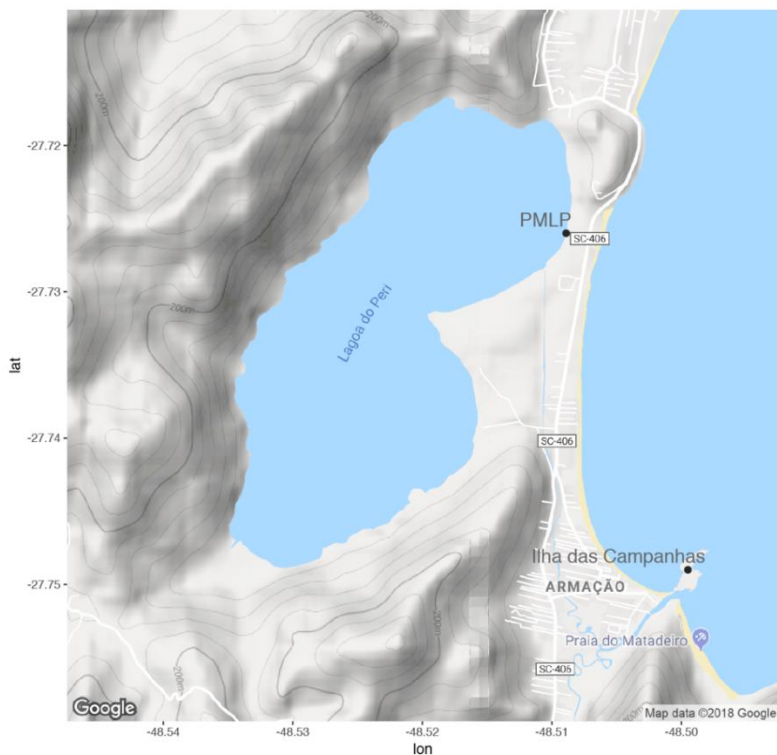
2. **Vegetação de Restinga:** Encontrada na Planície Costeira localizada a Leste, distribuída ao longo de uma faixa irregular de 250 m de largura a partir da Praia da Armação (Teive et al. 2008). Ao longo de toda a Bacia hidrográfica é possível observar também formações relacionadas ao uso do solo da bacia, tais como: 1. **Estágios Sucessionais Diversos:** distribuídos por toda a bacia, localizados nas encostas dos morros e representados por Capoeirinhas, Capoeiras e Capoeirões, desenvolvendo-se sobre solos de lavouras abandonadas, em processo de recuperação da floresta após a interrupção da ação antrópica (derrubada e/ou queima); 2. **Pastagens:** cujos campos atualmente se encontram em processo de recuperação florestal, devido ao progressivo abandono das atividades pecuárias na região; 3. **Plantações:** lavouras de cana-de-açúcar, milho, mandioca, feijão e outras espécies, sobretudo as leguminosas; 4. **Reflorestamentos:** com espécies exóticas de *Pinus ellioti* e *Eucaliptus* sp. (esta última em uma pequena faixa às margens da Lagoa). Em geral, as três últimas são pouco expressivas com apenas 2,61% da área total da bacia hidrográfica.

A Lagoa do Peri é uma lagoa costeira que apresenta relativa homogeneidade espacial do ponto de vista de parâmetros de qualidade da água (Hennemann e Petrucio 2011), tais como temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade. Situada a três metros acima do nível do mar, a lagoa se conecta com o mar através de um canal de sentido único lagoa→mar (Canal Sangradouro). A lagoa apresenta área superficial de 5,7 km², comprimento máximo de 4 km, largura média de 2 km, profundidade média de 4,5 m e profundidade máxima de 11 m. Devido à topografia da região, à intensa ação do vento e à baixa profundidade, a lagoa do Peri apresenta natureza turbulenta, característica típica de ambientes de circulação polimítica, com uma zona eufótica geralmente menor que a zona de mistura, sendo, portanto, um ambiente limitado por luz (Laudares-Silva 1999). A qualidade da água é considerada boa, com concentração baixa de nutrientes, coluna d'água bem oxigenada e pH próximo à neutralidade. Quanto ao grau de trofia, foi classificada como oligotrófica

para a concentração de nutrientes e meso-eutrófica para a transparência e concentração de clorofila-*a* (Hennemann e Petrucio 2011).



Localização da região de estudo, Parque Municipal da Lagoa do Peri. (WGS 84 - SIRGAS 2000). Mapa: Thiago C. L. Silveira.



Localização da região de estudo, Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes. Mapa: Thiago C. L. Silveira.

Segundo os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005, a qualidade da água da Lagoa do Peri enquadra-se na classe apropriada o consumo humano. Desde o ano 2000, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (Casan), utiliza a água da Lagoa do Peri para abastecimento da população local. O sistema de captação de água apresenta vazão média captada de 200 l/s. A produção da estação varia de acordo com a demanda, sendo em média 178 l/s no inverno, atendendo até 102.000 habitantes, e, no verão, em média, 197 l/s, podendo beneficiar aproximadamente 113.000 habitantes. A captação ocorre dentro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, dentro do qual estão protegidos ecossistemas terrestres extremamente relevantes para a manutenção da quantidade e da

qualidade de água distribuída e de outros serviços ecossistêmicos indispensáveis à sobrevivência humana na região (Dechoum e Arellano 2016).

Os principais tributários responsáveis pelo abastecimento da lagoa do Peri, as microbacias do Cachoeira Grande e do Ribeirão Grande, respectivamente estão inseridos na porção oeste e sul da bacia hidrográfica. A microbacia do Cachoeira Grande é responsável pela drenagem de uma área de 1,66 km² e percorre uma extensão de 1,17 km até desaguar na lagoa. A vegetação de entorno apresenta características prístinas, sendo considerada uma área totalmente conservada (Lisboa et al. 2014). A microbacia do Ribeirão Grande drena uma área de 6,98 km² e percorre uma área de 4,6 km até desaguar na lagoa (Santos et al. 1989). A vegetação ripária é estreita (cerca de 15 m) em estágio de conservação intermediário ocasionados por processos antrópicos, como agricultura de subsistência e pastoreio de gado (Santos et al. 1989).



A Lagoa do Peri é o principal manancial de água doce e um importante ponto turístico da Ilha de Santa Catarina. Foto: Aurea Luiza Lemes da Silva.

Nos últimos anos, devido ao programa de monitoramento da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos presentes na Bacia hidrográfica da Lagoa do Peri e, também devido à realização da disciplina "Ecologia de Campo" do programa de Pós-

Graduação da Universidade Federal de Santa Catarina, o conhecimento a respeito da biodiversidade presente no Parque Municipal da Lagoa do Peri têm aumentado consideravelmente. Diversos estudos tem sido desenvolvidos sobre o efeito da qualidade da água (Hennemann e Petrucio 2010) na comunidade de fito e zooplantônica (Tonetta et al. 2013), macroinvertebrados (Lemes-Silva et al. 2016), e no metabolismo aquático (Tonetta et al. 2015; 2017). Com relação aos efeitos das flutuações no nível da água da lagoa do Peri, estudos recentes têm demonstrado que mudanças no nível da água (Fuentes et al. 2015; Tonetta et al. 2017), ocasionadas por variações pluviométricas têm interferido nos processos metabólicos, tais como fluxo de CO₂, na disponibilidade de habitat e na dinâmica da comunidade aquática presente (Lemes-Silva et al. *in press*).

A comunidade fitoplantônica na Lagoa do Peri apresenta dominância histórica da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) associada à produção de cianotoxinas (Laudares-Silva 1999). A presença desta cianobactéria nas águas da lagoa do Peri é um fator preocupante, que entre outros demonstra a importância e necessidade de haver um monitoramento eficiente, aliado à conscientização do uso eficiente da água pela comunidade local. A comunidade zooplantônica é dominada por rotíferos (75%) e composta por cládoceros (25%) de pequeno porte (*Bosmina hagmanni* e *Bosmina frey*). Contudo, não há dados sobre o potencial efeito de cianobactérias ou cianotoxinas na comunidade de zooplâncton exposto a esse ecossistema. Com relação aos macroinvertebrados aquáticos, observa-se que, próximo às regiões marginais da lagoa, com sedimentos mais heterogêneos e presença de vegetação aquática, a diversidade de organismos aquáticos é maior quando comparados às regiões centrais, com sedimentos homogêneos e com ausência de vegetação aquática.

Desde 2008, professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, vêm desenvolvendo a disciplina "Ecologia de Campo", nas imediações do Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes. Anualmente, mais de 10 projetos de pesquisas são desenvolvidos na bacia e áreas adjacentes, com destaque para as pesquisas sobre herbivoria de *Guapira opposita*, riqueza de macrofungos em madeira, riqueza da epifauna bentônica e comunidade de peixes.



Além de ser um local de recreação e lazer para grande parte da população de Florianópolis, a Lagoa do Peri também é objeto de estudo de diversos pesquisadores e alunos da Universidade Federal de Santa Catarina. Foto: Andrei Langeloh Ross

Em relação ao clima, o Parque Municipal da Lagoa do Peri está situado em uma zona intermediária subtropical, com temperatura do ar oscilando entre 16 e 24°C, sendo que as chuvas tem uma distribuição parcialmente regular ao longo do ano (Hennemann e Petrucio 2010). Quanto ao regime de ventos, segundo os dados do Centro Integrado de Meteorologia e Recursos Hídricos de Santa Catarina (CLIMERH), os ventos predominantes na região são principalmente do quadrante Norte (> 35%), porém os ventos mais atuantes, com maiores velocidades e capacidade de transporte são os ventos Sul (Oliveira, 2002).

Praias adjacentes

Armação, Matadeiro, Morro das Pedras e Pântano do Sul são as praias adjacentes ao Parque Municipal da Lagoa. A praia da Armação (27°43'69"S, 48°30'41"W) possui uma extensão total de 3,560 m. Apresenta uma faixa de 1,600 m considerada altamente vulnerável à erosão costeira. O setor sul desta praia é bastante urbanizado, ocorrendo uma faixa estreita de sedimentos, enquanto que no

setor norte situa-se o Parque Municipal da Lagoa do Peri. A praia da Armação é uma enseada em espiral limitada pela ilha das Campanhas, na porção Sul e pelo morro das Pedras na porção Norte, é uma praia exposta às ondulações.



Costão rochoso próximo à Bacia Hidrografica da Lagoa do Peri, na praia da Armação do Sul. Foto: Lucas Nunes Teixeira.

A Matadeiro é uma praia voltada para o Oceano Atlântico e separada da praia da Armação pelo rio Sangradouro ao norte. A praia do Matadeiro possui 1.200 m de extensão de faixa de areia, com largura média de 25 m e declividade de 8° e está localizada entre as pontas das Campanhas e do Quebra Remo. Na extremidade norte, a praia do Matadeiro, recebe o desague dos afluentes dos rios Quincas Antonio e Sangradouro. É uma praia com boa balneabilidade e apresenta areias finas e bem compactadas. A Praia do Morro das Pedras possui cerca de 2,45 km de extensão e é marcada por ondas fortes, muito exploradas por surfistas locais e turistas. Embora seja muito bonita, não é tão movimentada. A Praia do Pântano do Sul possui cerca de 3.920 m de comprimento, estando delimitada pelos costões rochosos da ponta do Marisco, ao norte, e da ponta da Reguá, ao sul. Próximo à localidade de Pântano do Sul, a região da praia, apresenta-se mais curvada, com orientação predominante leste-oeste. Nessa região, a praia apresenta-se mais impactada devido à comunidade local ali presente. Felizmente, devido a uma ação civil pública, está proibida a circulação de qualquer tipo de veículo na praia.

Referências

- Fuentes, E.V., Petrucio, M.M. (2015). Water level decrease and increased water stability promotes phytoplankton growth in a mesotrophic subtropical lake. *Marine and Freshwater Research*, 66, 711-718
- Hennemann M. C., Petrucio M. M. (2011). Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 181, 347-361.
- Hennemann M. C., Petrucio M. M. (2010). Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 295-305.
- Laudares-Silva R. (1999). Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. 216 p. [Tese de Doutorado]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos.
- Lemes-Silva A. L., Pires J. R., Pagliosa P.R., Petrucio M.M. (2016). Distribution of aquatic macroinvertebrate assemblages in a subtropical coastal lake: Response to environmental parameters. *Fundamental Applied Limnology*, 188, 113-127.
- Lemes-Silva A. L., Lisboa L. K., Siegloch A. E., Petrucio M. M., Gonçalves J. F. J (2016). Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. *Marine & Freshwater Research*, 68, 1260-1271
- Lisboa L. K., Lemes-Silva A.L., Siegloch A. E., Gonçalves J. F. J. & Petrucio M. M. (2014) Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. *Marine & Freshwater Research*, 66, 674-680.
- Oliveira J. S. (2002). Sediment analysis in coastal areas: support to the environmental assessment of Peri Lake - Island of Santa Catarina - SC, Brazil. Florianópolis. M.Sc. Thesis. Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brazil.

- Pereira A., Zanin V. C. (2012). Os mananciais da Ilha. CASAN – Companhia Catarinense de Água e Saneamento. Disponível em: <http://novo.casan.com.br/menu-conteudo/index?url/manancias-da-ilha#1031>
- Santos G. S. dos S., Mendonça, T. N. M., Veado R. W. (1989). Análise ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul*, 4, 101-123.
- Tonetta D., Fontes M. L. S., Petrucio M. M. (2015). Linking summer conditions to CO₂ undersaturation and CO₂ influx in a subtropical coastal lake. *Limnology*, 16, 193–201.
- Tonetta D., Staehr P. A., Petrucio M. M. (2017). Changes in CO₂ dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. *10.1007/s10750-017-3085-7*
- Teive L.F., Lisboa L.K., Petrucio M.M. (2008). Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri. *Biotemas*, 21, 133-143
- Tonetta D., Petrucio M. M., Laudares-Silva R. (2013). Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasileira*, 25, 9 –110.

Saindo da toca: estudo do comportamento de forrageio de *Ocypode quadrata* (Maria-farinha) sob risco de predação e novidade ambiental

Ferreira, L.F; Marciniak, B; Blanco, G.D; Carneiro, P.A; Freitas, R.H.A.

Introdução

O forrageamento alimentar é um comportamento animal em que o indivíduo se desloca para adquirir alimentos a fim de suprir sua demanda energética e manter-se vivo (Chaves & Alves, 2010). A otimização do forrageamento é explicada por MacArthur & Pianka (1966) através da teoria do forrageamento ótimo. A partir dela busca-se entender o ótimo encontrado pelo organismo forrageador em um balanço positivo entre custo vs. benefício. Assim espera-se que a energia investida na aquisição do recurso alimentar não seja maior que a energia assimilada conferida pelo recurso adquirido, levando em conta os riscos associados a aquisição do recurso, como por exemplo o risco à predação (Chaves & Alves, 2010).

O balanço do custo vs. benefício pode ser observado em condições de estresse, como através da alteração do ambiente natural e também pela presença de predadores que, por sua vez, podem influenciar o comportamento dos animais (Alcock, 1989). Populações que habitam ambientes de praia vivem em estresse constante devido às alterações das marés, correntes, ventos, trânsito de pessoas e veículos, fazendo com que o comportamento e a organização dos indivíduos residentes sejam moldados por diferentes fatores (Steiner & Leatherman, 1981; Blankensteyn, 2006; Araújo et al., 2008). Mesmo diante desta situação, encontramos uma grande diversidade de espécies de invertebrados adaptados a tais condições, como é o caso do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787), popularmente conhecido como "Maria-farinha".

Essa espécie apresenta ampla distribuição geográfica entre os trópicos ocorrendo em todo litoral brasileiro, América Central e Golfo do México e sul dos Estados Unidos (Turra et al., 2005; Lucrezi & Schlacher, 2014). São encontrados em toda a extensão de areia e constroem suas tocas entre o meso e supralitoral (Araújo

et al., 2008). São altamente sensíveis a urbanização e encontrados em menor quantidade em praias urbanas quando comparado com as praias não-urbanas (Barros, 2001; Blankensteyn, 2006). Os *O. quadrata* possuem olhos bem desenvolvidos e altamente sensíveis a luz e com sua visão 360° eles conseguem detectar a presença de objetos em longas distâncias (Lucrezi & Schlacher, 2014). Também são sensíveis às vibrações no solo e possuem olfato e paladar altamente aguçado, conseguindo identificar moléculas provenientes de alimentos que estão na superfície (Lucrezi & Schlacher, 2014). Com hábitos alimentares e reprodutivos noturnos e diurnos, os *O. quadrata* são organismos fundamentais na transferência energética pela rede trófica, eles são predadores de invertebrados e alguns vertebrados, detritívoros de matéria orgânica morta e também estão na posição de presas para vertebrados (Lucrezi & Schlacher, 2014).

A interação predador-presa é capaz de moldar o comportamento de ambos para garantir a sobrevivência. Enquanto o predador busca mecanismos ótimos para aquisição de alimentos (teoria do forrageamento ótimo, MacArthur & Pianka, 1966), a presa busca meios para driblar a predação com respostas comportamentais frente aos predadores (teoria da evasão ótima, visto em Hemmi & Pfeil, 2010). Para se defender, os caranguejos têm o comportamento de fuga como o mais comum, no qual a presa, ao perceber a aproximação do predador, se desloca prontamente para um ambiente protegido e sem o mesmo (Edmunds, 1974). Alguns dos animais com hábitos fossoriais, como é o caso do *O. quadrata*, necessitam ir até a superfície buscar alimento e se reproduzir, o que os torna visíveis e propícios à predação.

Sabemos que *O. quadrata* responde prontamente com a fuga para a toca quando encontra potenciais predadores (Hemmi & Pfeil, 2010), porém não se sabe se eles alteram o tempo em que ficam visíveis fora da toca ou de espreita quando em situações de perigo ou modificação do ambiente. Diante desta situação, objetivamos compreender qual é a resposta comportamental de *O. quadrata* quando de frente para um protótipo de predador e também quando em um ambiente diferente do que ele estava acostumado. Baseado na teoria do forrageamento ótimo, acreditamos que os caranguejos passem menos tempo fora da toca (visível) ao forragear quando estão em situações com risco de predação, e que eles aumentem o tempo de averiguação do ambiente (tempo de espreita) quando o mesmo se encontra modificado.

Métodos

Área de Estudo

As amostragens foram realizadas na praia do Morro das Pedras (27° 42' 28,38" S; 48° 29' 54,72" O), localizada ao sul da ilha de Santa Catarina, Brasil, em novembro de 2017.

Delineamento amostral

Para encontrar as respostas comportamentais de *O. quadrata* (Ocypodidae: Brachyura: Decapoda) frente às novidades ambientais e presença de um predador, escolhemos a esmo 30 tocas habitadas através de busca ativa em uma manhã (9 e 13 h) do mês de dezembro de 2017. As tocas foram divididas em três grupos observacionais de acordo com o tipo do ambiente. Dez delas mantiveram o ambiente natural, sem presença de protótipos de predadores e sem modificações no ambiente, servindo como grupo controle (Figura 1A). Outras 10 tocas apresentavam novidades ambientais, colocamos a esmo pedaços de canos de PVC, pinhas, tijolos, rochas médias e um chinelo atrás da isca, chamamos esse grupo de "ambiente modificado" (Figura 1B). As outras 10 tocas simulavam risco de predação: colocamos atrás da isca o protótipo de um esquilo empalhado (*Guerlinguetus brasiliensis*) e também de uma ave que simulava um gavião e sombreava a área em frente a saída da toca, chamamos esse grupo de "ambiente com predador" (Figura 1C).

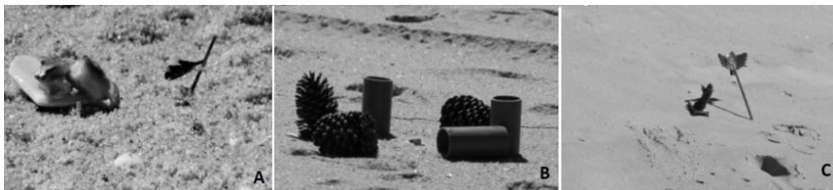


Figura 1: A) ambiente considerado "controle", com conformação normal do ambiente, ou seja, sem modificação ambiental e sem protótipos de predador; B) ambiente alterado com pinhas e pedaços de cano de PVC; C) ambiente com presença do protótipo de uma ave e de um esquilo.

Em cada toca, colocamos a uma distância de 15 cm do orifício de entrada ~ 10 g de sardinha para estimular a saída do caranguejo. Observamos cada uma por 10 min

até a saída do animal, porém considerávamos a mesma inabitada se o indivíduo não saísse nesse tempo. Se o caranguejo saísse nesses 10 min, considerávamos a toca habitada e iniciávamos a contagem de tempo até ele chegar no alimento. A partir do momento da sua aparição no orifício da toca, contabilizamos: o tempo (segundos) em que ele ficou entocado após a primeira aparição (Figura 2A); o tempo em espreita, ou seja, com parte do corpo para fora e parte para dentro da toca (Figura 2B); o tempo de forrageamento, que foi considerado o tempo que o indivíduo caminhou para o alimento ou ao redor do mesmo, sem se alimentar (Figura 2C); o tempo de alimentação, que foi o período em que ele se alimentou da sardinha fora da toca ou quando levou a isca para dentro da toca (encerramos a observação nesse momento e contabilizando 1 segundo para alimentação) (Figura 2D). Estipulamos 15 min observação máxima quando o indivíduo ficou se alimentando fora da toca.

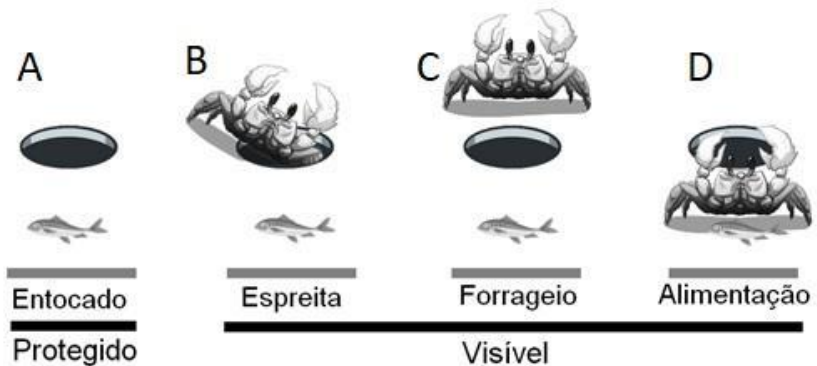


Figura 2: Comportamentos observados em campo. A) caranguejo entocado, protegido; B) com parte do corpo entocado e parte exposta, em espreita; C) caminhando ao redor da isca e da toca, sem alimentar; D) animal se alimentando externamente.

Análises estatísticas

Foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, utilizando o "tipo de ambiente" como variável explanatória e o "tempo visível (s)" fora da toca (soma do tempo que o indivíduo ficou em espreita, forrageando e alimentando) como variável

resposta para verificar a relação entre visibilidade e tipo de ambiente. Para responder nossa pergunta sobre se o “tempo de espreita (s)” é maior em ambientes modificados, também realizamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, tendo o tipo de ambiente tratamento como variável explanatória e tempo de espreita como variável resposta. Com auxílio do pacote PMCMR (Pohlert, 2014) aplicamos um teste de Nemenyi para verificar quais são as variáveis que se diferem estatisticamente. Os testes foram realizados com 95% de confiança e no software R (R Core Team, 2017).

Resultados

Verificamos que os caranguejos ficam menos tempo visíveis em situações que simulavam risco de predação (Kruskal-Wallis $H = 7,172$; $gl = 2$; $P = 0,03$). O teste a posteriori indicou a diferença significativa entre o grupo controle e com presença de predador ($P < 0,05$; Figura 3). Apresentamos as médias de tempo visível (s) / tipo de ambiente na Tabela 1.

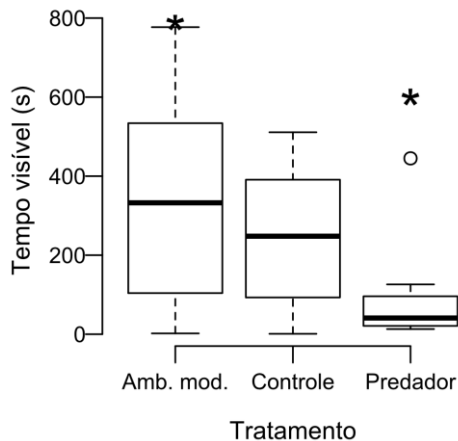


Figura 3: Tempo visível fora da toca (espreita + forrageamento + predador) frente a três situações: Ambiente modificado, ambiente sem alteração (Controle) e ambiente com predador. As caixas representam quartis de 25% e 75 %, a linha em negrito na horizontal indica a mediana, as linhas tracejadas na vertical indicam o mínimo e o máximo e os círculos indicam valores extremos. O asterisco (*) representa onde foi encontrada a diferença estatística. Amb.mod.: Ambiente modificado.

Ao analisar o tempo de espreita em função do tipo de ambiente, refutamos nossa hipótese de que os caranguejos ficariam mais tempo observando o ambiente quando o encontrassem diferente do que de costume. Os resultados mostram que *O. quadrata* permanecem em espreita, ou seja, metade fora da toca e metade entocado, quando estão em no ambiente natural, (grupo controle; Kruskal-Wallis $H = 8,187$; $gl = 2$; $P = 0,02$). Apresentamos as médias de tempo em espreita (s) / tipo do ambiente na Tabela 1. O teste a posteriori indicou diferença entre controle e ambiente modificado ($P < 0,05$). Os ambientes de controle e com a presença do predador apresentaram o $P = 0,05$, que foi considerado significativo ao observar a dispersão dos dados no gráfico da Figura 4.

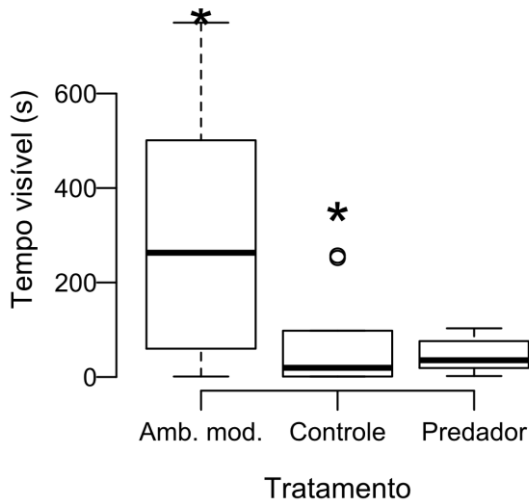


Figura 4: Relação do tempo de espreita (segundos) com tipo de ambiente, modificado, com predador e controle (sem estar modificado). As caixas representam quartis de 25% e 75 %, a linha em negro na horizontal indica a mediana, as linhas tracejadas na vertical indicam o mínimo e o máximo e os círculos indicam valores extremos. O asterisco (*) representa onde foi encontrada a diferença estatística. Amb.mod.: Ambiente modificado.

Tabela 1: Média de tempo (\pm desvio padrão) em que *O. quadrata* está visível e em espreita, em segundos, em cada tipo de ambiente.

Tipo de ambiente	Tempo visível (s)	Tempo em espreita (s)
Modificado	235,9 (\pm 427)	74,3 (\pm 102,2)
Predador	91,4 (\pm 255,2)	44,1 (\pm 34,8)
Controle	332,8 (\pm 76,5)	299,5 (\pm 255,5)

Discussão

Nossa primeira hipótese foi corroborada e esse resultado é sustentado amplamente pela literatura encontrada. Os caranguejos *O. quadrata* ficam menos tempo visíveis quando em situações que simulam a presença de predadores em potencial. Ximenez (2011) observou em seu trabalho sobre a distância de fuga, que os *O. quadrata* fugiram para suas tocas somente quando estavam próximos delas. Quando estavam distantes, eles fugiam para o mar, para vegetação ou ficavam encolhidos e imóveis, indicando que a fuga funciona como um mecanismo de defesa frente a aproximação de potenciais predadores, e que balanceiam o custo/benefício energético para se locomoverem até um local mais próximo e que ofereça proteção. No nosso experimento, os protótipos de predadores ficaram imóveis e localizados a 40 cm da entrada da toca, podendo estar caracterizando uma ameaça quando os caranguejos escondiam nelas. Smolka et al. (2011) observaram a resposta de caranguejos-violinistas (*Uca vomeris*) frente a predadores reais, uma vez que esses animais detectam os predadores por sinais visuais. Eles avaliaram a fuga dos mesmos de acordo com a movimentação dos olhos através de filmagens dos caranguejos e das aves. Foi observado que os caranguejos, ao menor sinal de predador, retornam para a entrada da toca, mas não entram, ficam em espreita, porém a aproximação do predador intimida o caranguejo e ele se esconde no interior da toca por alguns minutos. Nesse trabalho também foi constatado que insetos que voavam próximo dos caranguejos provocaram a evasão dos animais para dentro da toca, uma vez que tais insetos aumentaram a velocidade da retina e produziram fortes sinais de cintilação (reflexo do exoesqueleto dos insetos). Essa situação também aconteceu com bastante frequência em nosso experimento, quando as moscas que também chegavam até a isca, espantavam os *O. quadrata* para a toca, diminuindo assim o tempo de visibilidade.

Em experimentos com protótipos de predadores, Hemmi (2005) e Hemmi & Pfeil (2010) também encontraram a mesma resposta com os caranguejos-violinistas (*U. vomeris*). Eles verificaram que os caranguejos têm um critério de fuga não seletivo e que, ao menor sinal de perigo, retornam para a toca, porém só se mantem escondidos no interior da toca se o protótipo está próximo, ~ 36,5 cm de distância. Os pesquisadores notaram que eles ajustam o tempo de resposta de acordo com a velocidade de aproximação do protótipo.

Para nossa segunda hipótese, encontramos uma resposta diferente do que esperávamos: os *O. quadrata* ficaram mais tempo em espreita quando o ambiente não apresentava modificação ou predadores. Acreditamos que, pelo fato dos protótipos e objetos que utilizamos para alterar o ambiente estarem bem perto da entrada da toca, os *O. quadrata* se sentiram intimidados e não ficaram muito tempo em espreita nessas situações. Semelhantemente aos trabalhos de Hemmi (2005), Hemmi & Pfeil (2010), Smolka et al. (2011) e Ximenez (2011), os caranguejos ficam intimidados com a presença dos protótipos quando eles estavam mais próximos, e então se esconderam na toca. Nesses trabalhos, os caranguejos ficaram em espreita avaliando o risco de predação quando os protótipos e aves estavam voando longe, no entanto, ao se aproximarem, aumentava o risco de predação e eles se escondiam no interior das tocas.

Com esse trabalho percebemos a plasticidade comportamental dos caranguejos em diferentes cenários, sendo cada comportamento, uma resposta adaptativa ao ambiente para a sobrevivência da espécie e coexistência entre predador e presa.

Agradecimentos

Agradecemos ao Thiago Silveira pela ajuda nas análises e ao Leonardo Campos pela ajuda na formatação do artigo.

Referências

Alcock J. (1989) Animal behavior: An evolutionary approach. Sinauer Associates.

- Araújo C.C. de V., Rosa D. de M., & Fernandes J.M. (2008) Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius , 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Introdução. Revista Biotemas*, **21**, 73–80.
- Barros F. (2001) Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, **97**, 399–404.
- Blankensteyn A. (2006) O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**, 870–876.
- Chaves F.G. & Alves M.A.S. (2010) Teoria do forrageamento ótimo: Premissas e críticas em estudos com aves. *Oecologia Australis*, **14**, 369–380.
- Edmunds M. (1974) *Defence in animals: a survey of anti-predator defences*. Longman Publishing Group.
- Hemmi J.M. (2005) Predator avoidance in fiddler crabs: 2. The visual cues. *Animal Behaviour*, **69**, 615–625.
- Hemmi J.M. & Pfeil A. (2010) A multi-stage anti-predator response increases information on predation risk. *Journal of Experimental Biology*, **213**, 1484–1489.
- Lucrezi S. & Schlacher T.A. (2014) The Ecology of Ghost Crabs. *Oceanography and Marine Biology: An annual review*, **55**, 201–256.
- MacArthur R.H. & Pianka E.R. (1966) On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, **100**, 603–609.
- Pohlert T. (2014) The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR).
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Smolka J., Zeil J., & Hemmi J.M. (2011) Natural visual cues eliciting predator avoidance in fiddler crabs. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278**, 3584–3592.

- Steiner A.J. & Leatherman S.P. (1981) Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* fab. *Biological Conservation*, **20**, 111–122.
- Turra A., Gonçalves M.A., & Denadai M.R. (2005) Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, **39**, 2163–2177.
- Ximenez S. (2011) Corra Maria, corra! Distância de fuga em caranguejos *Ocypode quadrata*. Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade de São Paulo., 1–4.

***Bunodosoma caissarum* (Cnidaria, Actiniaria): Fatores determinantes da distribuição e estrutura populacional no costão da Ilha das Campanhas (Florianópolis, SC)**

Carneiro, A. P.; Souza, B. M.; Blanco, G. D.; Ferreira, L. F.; Barboza, A. R. P.; Leite, T. S.

Introdução

Diversos fatores bióticos e abióticos modelam a distribuição dos organismos bentônicos de ambiente intertidal. A presença e abundância destes animais são definidas tanto por características comportamentais e fisiológicas da espécie quanto pelas características ambientais. Organismos colonizadores de costões rochosos precisam de adaptações especiais para vencer o problema da dessecação, temperatura e competição por espaço (Gomes, 1998; Scremin et al., 2017).

A flutuação das marés é um dos fatores ambientais que mais influencia a distribuição de anêmonas colonizadoras de costões rochosos, pois é o que vai determinar o período de exposição desses animais à água, e com isso, o período de atividade alimentar e reprodutiva (Gomes, 1998). A amplitude de maré para o Litoral de Florianópolis é baixa, como esperado para a referida latitude (média de 1,1 m e máxima de 1,6 m; Sierra De Ledo, 1999). Espécies sesséis como as anêmonas pertencentes ao Filo Cnidaria, sofrem mais com as influências das marés uma vez que não possuem a capacidade de locomoção. O batimento constante das ondas, especialmente em ressacas, obriga algas e muitos animais a se fixarem firmemente sobre as rochas por meio de bases largas e mucosas. Enquanto em momento de baixa-mar, para diminuir o estresse térmico e a dessecação as anêmonas retraem seus tentáculos, assumindo a forma de domo (Moreno & Rocha, 2017).

Em função da sua baixa mobilidade, as anêmonas-do-mar dependem totalmente de um suprimento acidental de alimento, que é oferecido pela ação das ondas (Sebens, 1982; Garese et al., 2016). Entre as principais adaptações desenvolvidas pelas anêmonas marinhas para suportarem a vida em ambientes intertidais estão:

biologia reprodutiva com diferentes padrões reprodutivos; diferentes estratégias de colonização; agressão intra e interespecífica geralmente associada à presença de nematocistos; entre outras adaptações para suportar a ação da onda e dessecação (Gomes, 1998).

As anêmonas-do-mar do gênero *Bunodosoma* são pólipos solitários pertencentes à Classe Anthozoa e a Ordem Actiniaria, são animais de fundamental importância ecológica nos ambientes marinhos, pois além de participarem da cadeia alimentar marinha, apresentam relações simbióticas com outros organismos, como as zooxantelas presentes em seus tecidos (Borges et al., 2007). As anêmonas-do-mar habitam diferentes ambientes marinhos, desde regiões de entre-marés, recifes costeiros rasos, costões rochosos e até mesmo ilhas oceânicas e atóis. A anêmona *Bunodosoma caissarum* é uma espécie geralmente encontrada no mesolitoral entre fendas e frestas fixas ao substrato, ocorrendo ao longo de todo litoral brasileiro. A liberação de gametas e a dispersão larval ocorre apenas na presença de água, e a alimentação das anêmonas é exclusivamente por meio da captura das partículas trazidas pela água (Acuña & Griffiths, 2004; Cha et al., 2004).

Esse estudo objetiva responder quais fatores ambientais influenciam a distribuição e a estrutura populacional de *B. caissarum* no costão estudado, abordando número e tamanho dos organismos e sua relação com aspectos do ambiente como rugosidade do substrato, exposição às ondas, tipo de substrato de fixação e zona de exposição à maré. Para as perguntas do trabalho, existem as seguintes hipóteses:

Estrutura da população: Espera-se que a população de *B. caissarum* esteja estruturada seguindo uma distribuição normal, com maior abundância de indivíduos nas classes médias, e menor abundância nas classes inferiores e superiores;

Tamanho: Acredita-se que os fatores que mais influenciem o tamanho de anêmonas sejam a zonação e o grau de exposição às ondas, de forma que anêmonas de maiores classes de tamanho sejam encontrados nas zonas inferiores do mesolitoral devido à maior período de submersão e em microhabitats protegidos da ação das ondas, caracterizada por um ambiente de menor hidrodinamismo favorável a colonização, alimentação e crescimento;

Abundância: espera-se que a abundância de anêmonas seja não aleatória nas áreas estudadas, apresentando uma maior abundância nas zonas inferiores, mais próximas à linha da maré onde teriam um maior período de submersão e consequentemente um menor risco de dessecação.

Métodos

Amostragem

O estudo foi realizado no costão rochoso da Ilha das Campanhas na praia da Armação em Florianópolis - SC. O costão foi amostrado em um dia de maré de sizígia (01 de novembro de 2017), em horas de maré baixa, em três áreas com uma distância de aproximadamente 10 metros entre si. Em cada área foi considerando as zonas inferior, média e superior da região intertidal, distanciadas 2 metros entre si em transecções paralelas à linha do mar (Fig. 1). Em cada zona foram delimitado três transectos de amostragem com 5 metros de comprimento e 2 metros de largura (Fig. 2). Os transectos foram traçados a partir da ocorrência de ao menos um indivíduo de *B. caissarum* encontrados por busca ativa.

A amostragem dentro dos transectos foi realizada por busca ativa, e cada indivíduo encontrado era mensurado com um paquímetro o diâmetro do disco pedal. Também foi verificado o tipo do substrato onde o indivíduo estava fixado (rocha nua, rocha coberta por macroalgas ou cascalho) e o grau de exposição às ondas (exposto quando as anêmonas estavam sujeitas ao embate de onda e abrigadas quando havia alguma rocha protegendo do embate de ondas). A complexidade do habitat foi mensurada a partir do método da corrente (Luckhurst & Luckhurst, 1978), que avalia a rugosidade do ambiente e consiste na diferença entre um metro da corrente esticada pela corrente que contorna o substrato, foram obtidas três medidas em cada transecto e utilizado a média dos mesmos.



Figura 1. Esquema representativos das áreas amostrais de *Bunodosoma caissarum* no costão da Ilha das Campanhas, Florianópolis - SC, destacando as três áreas e as três zonas amostradas (inferior, superior e mediana).

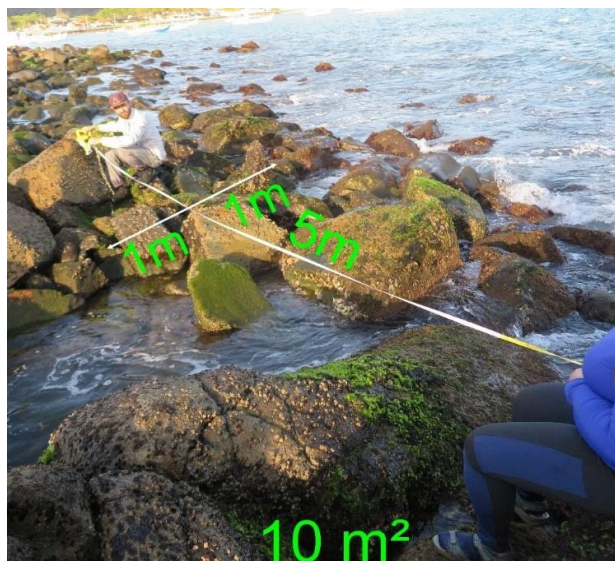


Figura 2. Esquema representativos dos transectos amostrais para *Bunodosoma caissarum* no costão da Ilha das Campanhas, Florianópolis - SC.

Análise dos dados

Estrutura - Para avaliar a estrutura da população, os tamanhos dos indivíduos (avaliados pela largura do disco pedal) foram distribuídos em classes de tamanho, plotados em histograma e avaliados quanto a normalidade da distribuição por meio do teste de Shapiro Wilk (Fig. 3).

Tamanho - Para avaliar a influência do ambiente na distribuição dos indivíduos em relação ao tamanho foi utilizado o Teste Kruskal-Wallis comparando as médias do diâmetro do disco pedal entre as variáveis como zonas, exposição às ondas e tipo substrato de fixação (Fig. 3).

Abundância - Para verificar o efeito da complexidade ambiente (rugosidade) sobre abundância, utilizou-se uma Regressão Simples. Já a análise da variação da abundância total em relação às zonas e as áreas de amostragens foi realizada pelo teste de Kruskal-Wallis (Fig. 3). Toda a estatística foi realizada utilizando o software RStudio®, adotando $\alpha = 0,05$.

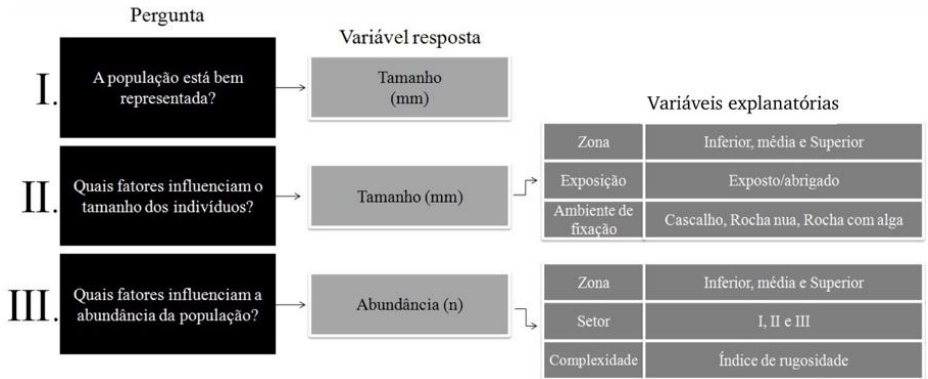


Figura 3. Fluxograma de parâmetros analisados para cada uma das hipóteses deste estudo.

Resultados e discussão

Foram amostrados um total de 296 indivíduos de *B. caissarum* ao longo das três áreas e zonas. Este alto número de indivíduos registrados durante este estudo de 1

dia é bastante significativo quando comparado ao trabalho de Scremin et al. (2017) no qual, ao longo de um ano, foi observado um total de 310 indivíduos em um costão rochoso do litoral Paranaense. O fato das anêmonas realizarem simbiose com zooxantelas, que por sua vez necessitam de águas claras, rasas e limpas poderia explicar a maior abundância de *B. caissarum* no Costão da Ilha das Campanhas em relação ao litoral paranaense, uma vez que essa região sofre muita influência da descarga dos rios na Baía de Guaratuba (Scremin et al., 2017).

Os indivíduos amostrados variaram de 3,5 até 39 mm, com uma distribuição normal entre as classes de tamanho (Fig. 4), com o maior número de indivíduos inseridos na classe intermediária de 25 - 30 mm (29,7%). Foi observada a presença de indivíduos grandes e pequenos, sendo que a população apresentou uma distribuição normal das classes de tamanho (Fig. 4). Tal característica pode indicar que a população se encontra bem representada na região, pois anêmonas pequenas podem representar tanto indivíduos jovens, quando indivíduos mais velhos que sofreram algum tipo de agressão e perderam parte do corpo (Moreno & Rocha, 2017).

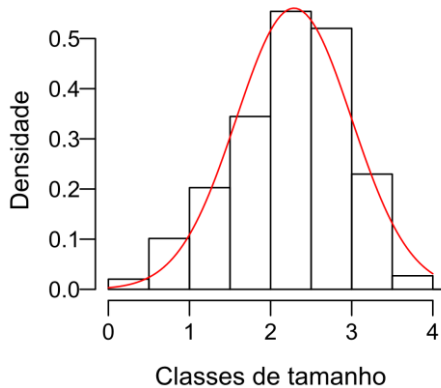


Figura 4. Distribuição das classes de tamanho de *Bunodosoma caissarum*.

As anêmonas das maiores classes de tamanho registradas nos costões rochosos da Ilha das Campanhas foram mais abundantes nas zonas inferiores, aquelas que possuem menos tempo de exposição à atmosfera ao longo do regime de maré, mesmo que a amplitude de maré para o Estado de Santa Catarina seja baixa. Sendo

animais de corpo mole, dentro do mesolitoral necessitam de locais com umidade alta mesmo durante a baixamar para evitar a perda de água da cavidade gastrovascular (Sebens, 1983; Scremin et al., 2017), e garantir maior período de alimentação, com isso, garantem melhores condições de sobrevivência, crescimento e reprodução, atingindo maiores tamanhos.

As anêmonas ocuparam preferencialmente os estratos inferiores das rochas, podendo ser observadas formando agregados de indivíduos em ambiente com menor exposição à luz e consequentemente, temperaturas mais amenas. Esse é o principal fator atuante na manutenção da temperatura corpórea da anêmona e está intimamente relacionado a efeitos drásticos ocasionados pela dessecação durante a variação das marés (Amado et al., 2011; Scremin et al., 2017).

Os tamanhos médios das anêmonas formaram um gradiente significativo de tamanho em relação as zonas (Kruskall-Wallis: $gl = 2$, $P < 0,001$), onde os maiores organismos foram mais abundantes nas zonas inferiores, os médios na zona média e os menores nas zonas superiores (Fig. 5).

Com relação ao número absoluto de anêmonas, a zona inferior foi a que apresentou maior abundância de *B. caissarum* coletados (40,3%), mostrando um gradiente de abundância de anêmonas coletadas no presente estudo, com a segunda maior abundância na zona mediana (31,6%) e menor na zona superior (23,8%). Essa distribuição ocorre devido ao estresse ambiental diário e crônico ocasionado pelo ambiente intertidal devido a alteração de maré que alterna entre inundado e seco, ocasionando mudanças rápidas em fatores físico químicos da água (Moreno & Rocha, 2017). Essas alterações são portanto menos agressivas em extratos inferiores em relação àqueles extratos que permanecem maior parte da maré baixo totalmente secos, como o supralitoral.

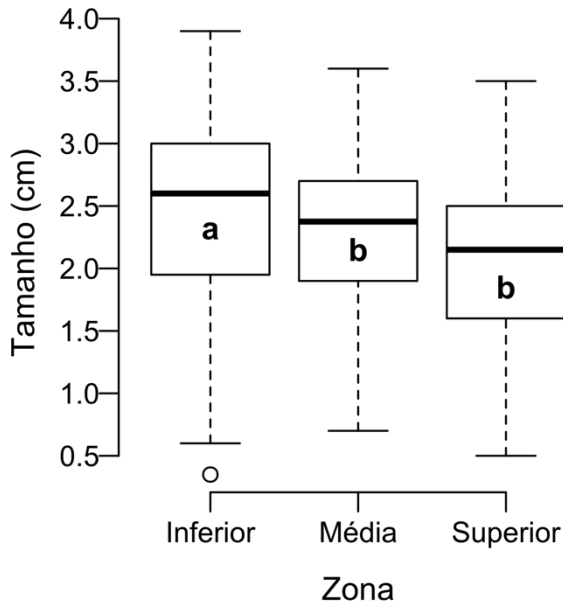


Figura 5. Relação do diâmetro do disco pedal das anêmonas *Bunodosoma caissarum* e as zonas de proximidade com a linha da maré. Letras diferentes revelam diferença estatística entre si.

Em relação à distribuição em função das áreas amostradas no costão rochoso da Ilha das Campanhas, como visto na Fig. 6, a abundância total de *Bunodosoma caissarum* foi muito superior na área I em relação às demais áreas. Compreende-se que a área amostral I foi a menos prejudicada com relação à falta de umidade, visto que o posicionamento dessa área na Ilha favorece que as ondas vindas do sentido leste, oeste e nordeste influenciem na manutenção da umidade. Fato que favorece tanto a colonização pelas anêmonas quanto a manutenção das suas necessidades vitais como alimentação e umidade (Scremin et al., 2017).

Apesar da exposição às ondas não ter representado significância estatística com o tamanho dos indivíduos, Scremin et al. (2017) afirma que locais mais úmidos e em condições protegidas do embate de ondas sejam ideais para colonização e manutenção vital de *B. caissarum*. E a área I apresenta essa característica de proteção, ou seja, uma barreira localizada aproximadamente 10 metros a sua frente

composta de altos matacões o que proporciona um ambiente frequentemente úmido, e com a força das ondas amenizada ao bater na barreira antes de chegar ao costão.

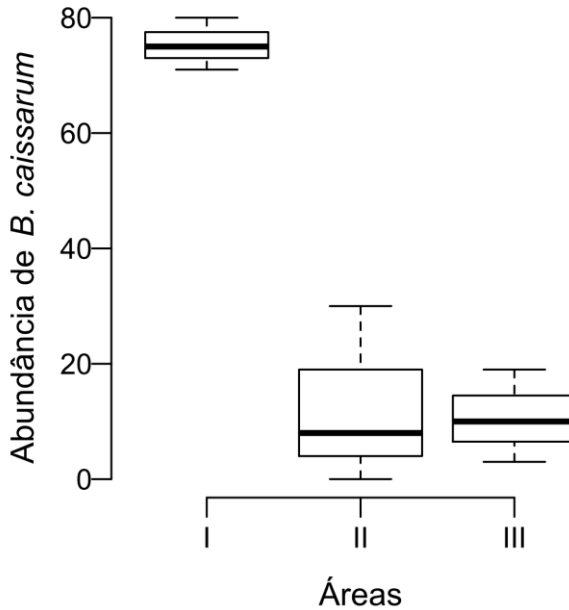


Figura 6. Diagrama de extremos e quartis da abundância de *Bunodosoma caissarum* em função das três áreas amostrais.

Quando se avaliou a relação da abundância com a rugosidade, apesar da regressão não ter sido significativa ($R^2 = 0,253$; $F_{1, 7} = 2,374$; $P = 0,81$), a linha de tendência representada na Fig. 7 indica uma leve inversão entre o número de indivíduos em relação ao índice de rugosidade. Salienta-se que o índice alto, representa maior número de rochas grandes e não necessariamente rugosas, o que nem sempre está relacionado a uma conformação ideal para colonização por *B. caissarum*. Uma avaliação mais refinada na complexidade do ambiente talvez fosse um fator mais representativo para avaliar a preferência da anêmona em relação ao ambiente. A complexidade do ambiente é uma indicação de diferentes tipos e maior

variedade de microhábitat (Gratwicke & Speight, 2005), o que ofereceria vantagens para o assentamento e crescimento de *B. caissarum*.

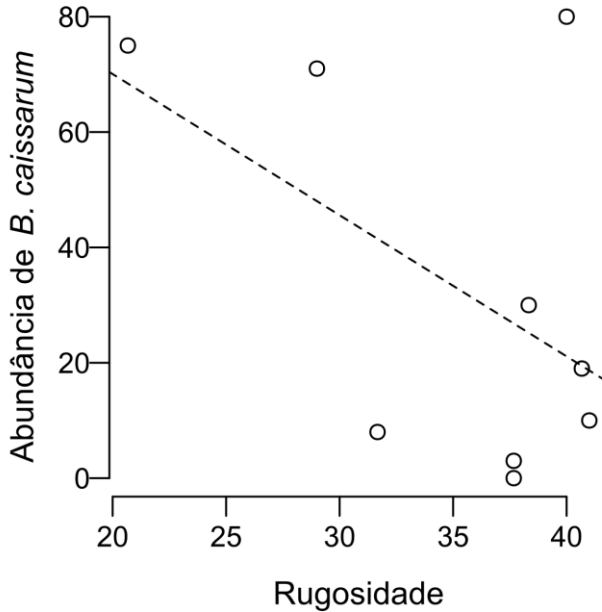


Figura 7. Relação entre abundância de indivíduos de *B. caissarum* e o índice de rugosidade do ambiente.

Diante das respostas encontradas, concluiu-se que *B. caissarum* apresente uma distribuição preferencial por áreas intertidais que ficam mais horas por dia submersas, e quando não alagadas, recebam mais umidade e pouca força do embate das ondas. A zona inferior da área I apresentou essas características, e com isso, maior abundância de indivíduos. O padrão de preferência por ambientes mais úmidos e mais protegidos ocorreu também com relação à zonação: a zona inferior apresentou indivíduos com maior sucesso de crescimento, ou seja, indivíduos maiores. Todavia, é importante destacar, que seriam necessárias realizar outras amostragens ao longo de um período de tempo maior, para confirmação se este comportamento se mantém e se não foi uma situação desencadeada por um processo passageiro.

Referências

- Acuña F.H. & Griffiths C.L. (2004) Species richness, endemism and distribution patterns of South African sea anemones (Cnidaria: Actiniaria & Corallimorpharia). *African Zoology*, **39**, 193–200.
- Amado E.M., Vidolin D., Freire C.A., & Souza M.M. (2011) Distinct patterns of water and osmolyte control between intertidal (*Bunodosoma caissarum*) and subtidal (*Anemonia sargassensis*) sea anemones. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **158**, 542–551.
- Borges J.T., Guedes S., Moura E.F., & Dias T. (2007) Densidade, uso do hábitat e distribuição de *Bunodosoma cangicum* Corrêa, 1964 (Cnidaria, Anthozoa, Actiniidae) nos recifes do Cabo Branco (João Pessoa, PB).
- Cha H.-R., Buddemeier R.W., Fautin D.G., & Sandhei P. (2004) Distribution of sea anemones (Cnidaria, Actiniaria) in Korea analyzed by environmental clustering. *Hydrobiologia*, **530**, 497–502.
- Garese A., Carrizo S., & Acuña F.H. (2016) Biometry of sea anemone and corallimorpharian cnidae: Statistical distribution and suitable tools for analysis. *Zoomorphology*, **135**, 395–404.
- Gomes P. (1998) Distribution, abundance and adaptations of three species of Actiniidae (Cnidaria, Actiniaria) on the intertidal beach rock in Carneiros beach, Pernambuco, Brazil. *Miscellanea Zoológica*, **21**, 65–72.
- Gratwicke B. & Speight M. (2005) The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*, **66**, 650–667.
- Luckhurst B. & Luckhurst K. (1978) Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, **49**, 317–323.
- Moreno T.R. & Rocha R.M. da (2017) Ecologia de costões rochosos. *Estudos de Biologia*, **34**.

- Scremin R., Furquim S., & Dubiaski-Silva J. (2017) Fatores determinantes na distribuição de *Bunodosoma caissarum* Corrêa, 1987 in Belém (Cnidaria, Actiniaria) em um costão rochoso na costa sudeste do Brasil. *Estudos de Biologia*, **35**.
- Sebens K.P. (1982) The limits to indeterminate growth: An optimal size model applied to passive suspension feeders. *Ecology*, **63**, 209–222.
- Sebens K.P. (1983) Population dynamics and habitat suitability of the intertidal sea anemones *Anthopleura elegantissima* and *A. Xanthogrammica*. *Ecological Monographs*, **53**, 405–433.
- Sierra De Ledo E. B e Soriano-Sierra (1999) Changes and trends of hydrological parameters in a physically stressed coastal lagoon. *O ecossistema da Lagoa da Conceição*. Florianópolis: SDM/FEPEMA, 403–414.

“Minha casa, minha vida”: Avaliação da adequabilidade de habitat de *Phragmatopoma caudata* em um Costão Rochoso no Sul da Ilha de Santa Catarina, SC

Burg Mayer, G.; Peres, L. M. C.; Roos, A. L.; Machado, M. X.; Rupil, G.; Segal, B.; Silveira, T. C. L.

Introdução

Costões rochosos abrigam uma grande diversidade de espécies intertidais que formam agregações. A distribuição destas espécies pode estar restrita a diferentes intensidades de fatores abióticos, como os diferentes tempos de exposição ao ar atmosférico com a variação das marés (Connel, 1972) e em alguns casos diferentes fatores bióticos, como interações biológicas (predação, competição, sombreamento e esmagamento), mais comuns nos limites inferiores da zonação de marés (Coutinho, 1995). Entender os processos que geram os padrões de distribuição de espécies é crucial visto às ameaças contínuas de destruição de habitat, poluição, invasões biológicas e mudanças climáticas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Estudos sobre padrões espaciais na distribuição de espécies inspiraram muitas pesquisas ecológicas durante mais de um século (Gauze, 1934; Hutchinson, 1957). A partir destes estudos, surgiu o conceito de nicho ecológico, (Grinnel, 1917). Grinnel definiu o nicho como o conjunto de condições ambientais e fisiológicas que determinam a distribuição de uma dada espécie. O conceito de nicho ecológico evoluiu ao longo do tempo (Hutchinson, 1957; MacArthur, 1972). Assim, Hutchinson (1957) definiu o nicho ecológico como um hipervolume de n dimensões, onde cada dimensão corresponde a uma variável representada por um eixo ortogonal, ao longo da qual uma espécie consegue viver dentro de certos limites. O conjunto de condições delimitadas por todas as variáveis definiria o nicho fundamental da espécie (Whittaker, 1973). Nas últimas décadas, estudos objetivando a elaboração de modelos preditivos de nicho aumentaram consideravelmente. A modelagem é

baseada nas relações entre padrões conhecidos da distribuição atual de espécies e feições ecológicas e ambientais da paisagem (Guisan e Zimmermann, 2000; Pearson e Dawson, 2003; Peterson, 2003; Soberón e Peterson, 2004). Além de serem informativos e úteis com relação à sua interpretação ecológica, os modelos preditivos em modelagem de nicho são considerados os mais rigorosos em termos científicos (Peters, 1991). Tais modelos são conhecidos como “modelos de distribuição” ou “modelos de nicho ecológico”. Os modelos de distribuição visam reconstruir os requerimentos ecológicos que possibilitam prever a distribuição geográfica de uma determinada espécie e procuram testar hipóteses de que fatores ambientais e/ou bióticos poderiam estar influenciando a distribuição de espécies e os processos que estruturam as comunidades (Guisan e Zimmerman, 2000).

Phragmatopoma caudata é uma espécie de poliqueta da família Saberaliidae que habita águas marinhas tropicais e cuja área de distribuição abrange de Cabo Canaveral, nos EUA, até o estado de Santa Catarina (Fanta, 1968). Os poliquetas sabelarídeos pertencentes ao gênero *Phragmatopoma* possuem a capacidade de formar agregações, sendo que esta característica é compartilhada por todas as espécies da família (Insunza, 1989). A espécie é capaz de formar vastos bancos de areia em ambientes expostos à ondulação. Estes animais utilizam grãos de areia e pequenos fragmentos de conchas cimentados numa matriz muco-proteica para a construção dos tubos de habitação, os quais possuem o potencial de formar extensas agregações, sendo que estas, por sua vez, podem formar “recifes de areia” ao se desenvolverem (Gore et al., 1978).

Organismos sésseis como *P. caudata* podem responder variavelmente a diferentes intensidades de exposição a ondas em costões rochosos (Christofoletti et al., 2011) podendo ser beneficiados em seu crescimento pelo hidrodinamismo a que estão expostos com a chegada de maior aporte de comida, sedimento, e de larvas para colonização, além da liberação de áreas colonizáveis para o organismo (Barry, 1989). Tais organismos também podem ser afetados negativamente pelo hidrodinamismo, com a remoção, destruição ou abrasão de suas agregações (Bueno et al., 2016; Christofoletti et al., 2011; McCarthy et al., 2003). A complexidade estrutural e heterogeneidade do habitat em que tais organismos estão inseridos são importantes fatores na estruturação de comunidades de costões rochosos (Underwood & Denley, 1984). Em geral, a heterogeneidade ambiental ou a maior

complexidade de habitats pode oferecer uma grande variedade de microhabitats e proteção contra fatores abióticos limitantes, favorecendo a coexistência de espécies em um mesmo local (Pianka, 1988).

O presente estudo objetivou explorar como e com qual intensidade as diferentes características estruturais e abióticas dos costões rochosos locais estariam influenciando a distribuição e abundância de *P. caudata*. Assim, a hipótese levantada foi de que uma maior complexidade estrutural ambiental, representada pela heterogeneidade de tamanhos de rochas, favoreceria a cobertura de formações de *P. caudata*. A segunda hipótese considera que em ambientes de menor hidrodinamismo haveria um favorecimento para aumentar a cobertura de formações de *P. caudata*.

Material e métodos

O estudo foi realizado no costão da Ilha das Campanhas, na face voltada para a praia da Armação, na Ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC). Para realizar a amostragem, um total de três transecções de 20 metros foram dispostas paralelamente à linha da maré, ao longo da faixa de ocorrência das formações de *P. caudata* no médio-litoral. Ao longo de cada transecção foram realizadas amostragens com um quadrado de um metro, subdividido em 16 quadrados (Figura 1 B). O quadrado foi disposto perpendicularmente à transecção de modo a manter intervalos de um metro entre as amostras, alternando o lado quando possível, dependendo das condições de ondulação na beira do costão. A posição do quadrado foi definida pela presença do organismo a ser amostrado: este era colocado a partir da primeira agregação encontrada distanciando-se perpendicularmente à transecção principal. Em caso de ausência de agregações (1 m de busca a partir da transecção principal) o quadrado era posicionado a um metro de distância da transecção.

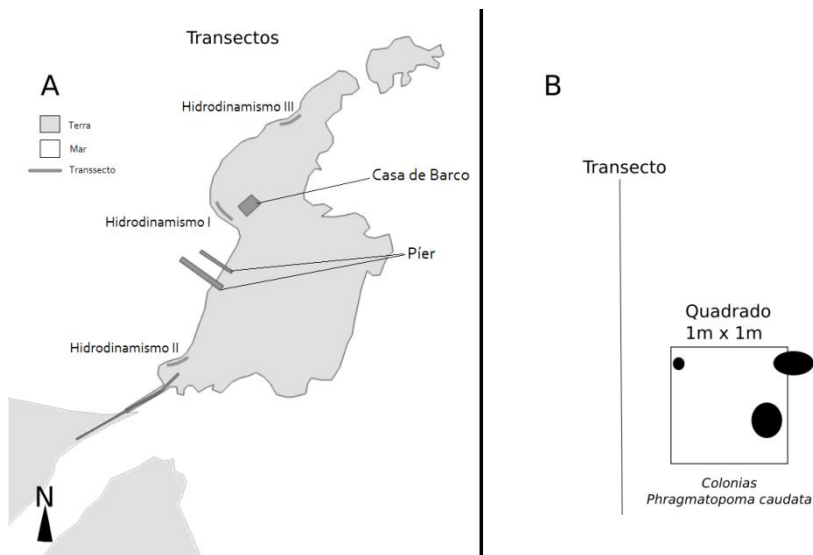


Figura 1: A) Localização das três transeções de amostragem na Ilha das Campanhas, Praia da Armação, Florianópolis, SC. Em cada área foi caracterizado um hidrodinamismo local com três graus de intensidade, em ordem crescente: I, II, III. B) Exemplo da disposição do quadrado com relação à transeção central para as amostragens de complexidade e cobertura de agregações de *P. caudata*.

Dentro de cada quadrado foi mensurada a cobertura do substrato por meio de uma estimativa visual, facilitada pela subdivisão do quadrado. A cobertura do substrato foi representada pela cobertura dos organismos (porcentagem de cobertura de agregações de *P. caudata* ou pela alga *Ulva lactuca*) e cobertura de rochas e substrato inconsolidado (Tabela 1). As variáveis medidas para cada quadrado se encontram listadas na Tabela 1.

Hidrodinamismo

As transeções foram posicionadas de modo a amostrar três locais do costão rochoso, com diferentes níveis de exposição a ondas, classificados de acordo com sua exposição como I - protegido, II - exposição intermediária e III - exposto, de acordo com as diferentes exposições da área às ondas (Figura 1). Além da classificação de exposição às ondas na área amostral de cada transeção, foram

realizadas duas medições de frequência de ondulação (ondas/min) por transeção. Assim, em cada transeção foi atribuído um valor de ondulação aos 5 primeiros quadrados amostrados, e outro valor atribuído aos 5 últimos quadrados amostrados.

Complexidade

Para a determinação de complexidade tridimensional do ambiente foi mensurada a porcentagem de cobertura por quatro diferentes tipos de substrato, utilizando-se a seguinte classificação: rochas grandes, com tamanho superior a um metro; rochas médias, entre 30 cm e um metro; rochas pequenas, menores que 30 cm; e substrato inconsolidado. A soma de cobertura desses elementos devia atingir 100%. Também foi medida a inclinação do costão por meio da análise de imagens do ângulo formado entre uma estaca disposta na horizontal e a inclinação média das rochas do costão. As imagens foram registradas com uma câmera digital Canon G15, e analisadas utilizando-se o programa ImageJ (Schneider, Rasband & Eliceiri, 2012) (versão 1.51r).

Análises estatísticas

Para avaliar a relação entre o hidrodinamismo e a cobertura de *P. caudata* entre áreas de exposição, foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis entre áreas (I, II, III). A influência da área de exposição às ondas juntamente com outras variáveis sobre a porcentagem de cobertura de *P. caudata*, com exceção de variáveis de complexidade estrutural, foi avaliada por meio de modelo linear generalizado utilizando a distribuição gama e função de ligação logarítmica. A relação entre complexidade de habitat e cobertura de *P. caudata* foi avaliada por meio de regressão múltipla.

Tabela 1. Variáveis medidas dentro de cada quadrado e suas respectivas unidades e fonte.

Variável	Unidade	Obtenção dos dados
<i>Phragmatopoma caudata</i>	Porcentagem de cobertura	Amostragem em quadrado de 1 × 1 m
<i>Ulva lactuca</i>	Porcentagem de cobertura	Amostragem quadrado de 1 × 1 m
Hidrodinamismo 1	Três graus de intensidade, em ordem crescente: I, II, III	Conformação espacial do costão de acordo com a exposição às ondas
Hidrodinamismo 2	Frequência de ondulação	Contagem da frequência de ondulação (ondas/min)
Complexidade estrutural	Porcentagem de cobertura por rochas grandes, médias ou pequenas, ou substrato inconsolidado	Amostragem em campo com quadrado de 1 × 1 m
Inclinação do costão	Graus	Fotografia de escala e análise no programa ImageJ (versão 1.51)

Resultados

A cobertura de *P. caudata* nas diferentes áreas de exposição (Hidronamismo 1) seguiu uma tendência, com a área de menor exposição (Área I) apresentando maior variação interna e maiores valores de cobertura de *P. caudata* e assemelhou-se mais a área II, do que a área de maior exposição, área III (Figura 2). Entretanto, não foram detectadas diferenças significativas entre grupos (Kruskal-Wallis, $H = 5,161$; $P = 0,07$).

Ao considerarmos um modelo linear generalizado com todas as variáveis, exceto variáveis de complexidade estrutural, encontramos que o Hidrodinamismo 1 (áreas de exposição) e 2 (frequência de ondulações/min) influenciaram a cobertura de *P. caudata*. A área de exposição I tendeu a apresentar maior cobertura do organismo de estudo com reduções progressivas nas áreas II e III (Tabela 2). O modelo mostrou

que a frequência de ondulações apresentou tendeu para uma relação negativa com a presença de *P. caudata* (Tabela 2).

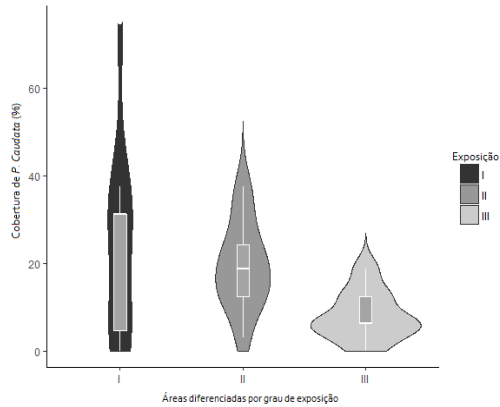


Figura 2. Gráficos representando a cobertura de *P. caudata* em cada grau de hidrodinamismo. Hidrodinamismo categorizado em três graus de intensidade, em ordem crescente: I, II, III. A largura horizontal de cada elemento indica a concentração de pontos e, assim, distribuição os valores dos pontos amostrais.

Tabela 2. Resultado do modelo linear generalizado da influência dos fatores sobre a cobertura de *P. caudata*.

	Coefficiente	Erro-padrão	t	P
Intercepto (Área I)	4,352	0,697	6,243	< 0,001
Área II	-0,321	0,359	-0,893	0,38
Área III	-0,713	0,36	-1,979	0,058
Frequência de exposição às ondulações	-0,214	0,106	-2,008	0,055

Na análise de complexidade estrutural não foram encontradas relações significativas entre as variáveis mensuradas (porcentagem de cobertura das rochas grandes, médias, pequenas e grau de inclinação do costão) e a cobertura por *P. caudata* (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da regressão múltipla para as relações entre cobertura de *P. caudata* e complexidade estrutural, dado pela cobertura de rochas grandes, médias e pequenas e inclinação do costão.

	Coefficiente	Erro-padrão	t	P
Rochas Grandes	-0,148	0,184	0,807	0,427
Rochas Médias	-0,151	0,116	-1,296	0,205
Rochas Pequenas	0,185	0,108	1,712	0,098
Inclinação	0,275	0,555	0,495	0,624

Discussão

Rejeitamos a primeira hipótese de que habitats mais complexos favorecem o aumento da cobertura de formações de *P. caudata*. Como a espécie é bioengenheira (Gore et al., 1978), existe a possibilidade de que a presença de *P. caudata* esteja causando uma “diminuição na complexidade” ou homogeneização do substrato, o que dificulta uma medição realista da complexidade ambiental em locais onde a espécie é mais abundante. Entretanto, não corroboramos a hipótese de que em ambientes de menor hidrodinamismo a cobertura de formações de *P. caudata* é maior, embora as tendências seguissem a direção da hipótese. As comunidades que vivem em ambientes que sofrem impactos das ondas são propensas a fortes perturbações físicas, de forma que a intensidade e frequência das ondas pode moldar a comunidade, determinar a biomassa existente nesses locais, bem como afetar a reprodução desses organismos (Barry, 1989; Bueno et al., 2016; Christofolletti et al., 2011; McCarthy et al., 2003). Entretanto, o hidrodinamismo pode ter efeitos positivos, como propiciar disponibilidade de alimentos, de sedimentos para construção das galerias e dispersão dos gametas.

Em nosso estudo houve uma tendência de que em áreas com uma hidrodinâmica menor, de menor exposição da área (área I) as agregações sejam maiores, e a relação oposta é observada na área de maior exposição (área III). Isso pode estar refletindo um padrão de longo prazo, influenciado pela frequência de ondas que chegam até as áreas. Nelson e colaboradores (2008) encontraram que a abundância de agregações de *Phragmatopoma californica* tende a decrescer com a maior exposição às ondas. Inversamente, Christofolletti e colaboradores (2011),

encontraram que a abundância de organismos sésseis em costões de Ubatuba (São Paulo) (incluindo entre estes *Phragmatopoma*) tende a aumentar em relação à maior exposição de ondas. O padrão encontrado para a área em questão foi melhor explicado pelo maior aporte de nutrientes e fornecimento de larvas e gametas (Christofoletti et al., 2011). Isso demonstra que os organismos do gênero *Phragmatopoma* podem responder positivamente ou negativamente aos diferentes níveis de hidrodinamismo, dependendo da intensidade do mesmo. No presente estudo, foi observado um efeito negativo das maiores exposições a ondas (área III) na cobertura de *P. caudata*. Isso pode sugerir que o hidrodinamismo local, ou a força de impacto das ondas, estão quebrando as agregações do organismo, as deteriorando por atrito com areia e possivelmente influenciando negativamente o estabelecimento de novas agregações. Indivíduos de *Phragmatopoma* neste cenário estão sob estresse, e podem estar deslocando energia que poderia ser investida em crescimento e reprodução, para a regeneração das galerias (McCarthy et al., 2003). Foi observado uma relação de quase significância estatística entre a frequência de ondulações (ondas/minuto) influenciando na cobertura de *P. caudata* pelas diferentes áreas de exposição. De fato, a área de maior exposição apresentou maior frequência de ondas por minuto, entretanto é preciso exercer cautela ao interpretar tal informação pela medição pontual dessa variável, deixando de fora informações que refletiriam padrões de longo prazo para a área de estudo. Alternativamente, os organismos podem estar submetidos a influências de interações bióticas, não mensuradas no presente estudo, como competição por espaço e recursos (e.g. Christofoletti et al., 2011) e facilitação biológica (e.g. Barbiero et al. 2011). Outros fatores podem influenciar, como histórico de abertura de espaços colonizáveis na área, pois alguns organismos são pioneiros e outros dominam em longo prazo (Barbiero et al. 2011), e efeitos estocásticos de tempestades e outros eventos climáticos (McCarthy et al., 2003)

Em geral, nosso estudo indica que a exposição às ondas é um fator que tende a influenciar a cobertura de *P. caudata*. Uma maior compreensão dos fatores que definem a distribuição de *P. caudata* pode ser obtida com avaliações a médio ou longo prazo da frequência de ondulações para diferentes áreas, pois a força de impacto e frequência de ondas influencia o sucesso de recrutamento em áreas intertidais (liberação de espaço para colonização) e influencia o aporte de larvas e

assentamento (Barry, 1989; McCarthy *et al.*, 2003). Portanto para o estudo em questão, áreas de baixa exposição as ondas parecem afetar positivamente a distribuição de *P. caudata*, podendo existir assim um possível equilíbrio entre a força das ondas, e o aporte de nutrientes, larvas e disponibilidade de sedimento para construção de galerias.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade e ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento. Também agradecemos a todos os professores, pós-doutorandos e colegas envolvidos pelo auxílio em todas as etapas do processo deste trabalho. Por fim agradecemos à Dra. Karla Scherer pela sua colaboração na organização do material levado a campo.

Referências

- Barry, J. (1989). Reproductive response of a marine annelid to winter storms: An analog to fire adaptation in plants? *Marine Ecology Progress Series*, **54**, 99-107.
- Barbiero, D. C., Macedo, I. M., Masi, B. P., & Zalmon, I. R. (2011). A removal disturbance effect on the ecological succession of a benthic intertidal community—south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, **4**.
- Bueno, M., Dena-Silva, S. A., Flores, A. A. V., & Leite, F. P. P. (2016) Effects of wave exposure on the abundance and composition of amphipod and tanaidacean assemblages inhabiting intertidal coralline algae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **96**(3), 761-767.
- Connel, J. H. (1972) Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **3**:1, 169-192.
- Coutinho, R. (1995), Avaliação crítica das causas da zonação dos organismos bentônicos em costões rochosos. *Oecology*, **1**, 259-271.

- Christofoletti, R. A., Takahashi, C. K., Oliveira, D. N., & Flores, A. A. (2011) Abundance of sedentary consumers and sessile organisms along the wave exposure gradient of subtropical rocky shores of the south-west Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **91**(5), 961-967.
- Fanta, E. S. (1968) Sobre a biologia e ecologia de *Phragmatopoma lapidosa* (Sabellariidae, Polychaeta). *Ciência e Cultura*, São Paulo, **20** (2), 327-328.
- Fausto-filho, J. & E. Furtado. (1970) Nota preliminar sobre a fauna de agregações de Sabellariidae do litoral do Estado do Ceará (Annelida, Sedentaria). *Revisão Brasileira Biologia*, **30**, 285-289.
- Gauze, G. F. (1934) *The struggle for existence*. Baltimore, the Williams & Wilkins company.
- Guisan, A. e Zimmerman, N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in Ecology. *Ecological modelling*, **135**, 147-186.
- Gore, R. H.; Scotto, L. E.; Becker, L. J. (1978) Community composition, stability, and trophic partitioning in decapod crustaceans inhabiting some subtropical sabellariid worm reefs. *Bulletin of Marine Science*, **28** (2), 221-248.
- Grinnel, J. (1917) The niche-relationships of the California thrasher. *American Ornithologists' Union*, **4**, 427-433.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. Yale University, New Haven, Connecticut.
- Insunza, A. (1989) *Granulometría y mineralogía en tubos de Phragmatopoma virgini (Polychaeta, Sabellaridae) en el intermareal rocoso de Mehuín (Décima Región, Chile)*. Tese de doutorado, Facultad de Filosofía y Humanidades. Universidad Austral de Chile, 45 pp.
- MacArthur, R. H. (1972) *Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species*. Princeton.
- McCarthy, D. A., Young, C. M., & Emson, R. H. (2003). Influence of wave-induced disturbance on seasonal spawning patterns in the sabellariid polychaete *Phragmatopoma lapidosa*. *Marine Ecology Progress Series*, **256**, 123-133.

- Millennium Ecosystem Assessment. (2005) Ecosystems and human well-being: biodiversity, synthesis. *World Resources Institute*, Washington, D. C.
- Nelson, P. A., Behrens, D., Castle, J., Crawford, G., Gaddam, R. N., Hackett, S. C., Largier, J., Lohse, D.P., Mills, K.L., Raimondi, P.T., Robart, M., Sydeman, W.J., Thompson, S.A., Woo, S., & Robart, M. (2008). Developing wave energy in coastal California: potential socio-economic and environmental effects. *California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research Program & California Ocean Protection Council*.
- Pearson, R. G.; Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global ecology and Biogeography*, **12**, 361-371.
- Peters, R. H. (1991) *A Critique for Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Peterson, A. T. (2003) Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, **78**, 419-433.
- Pianka, E. R. (2011). *Evolutionary ecology*. Harper and Row. Sétima edição.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature methods*, **9**(7), 671.
- Soberón, J.; Peterson, A. T. (2004) Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, **359**, 689-698.
- Underwood, A. J., & Chapman, M. G. (1996). Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia*, **107**(2), 212-224.
- Whittaker, R. H.; Levin, S. A.; Root, R. B. 1973. Niche, habitat and ecotope. *The American naturalist*, **107**(955), 321:338.

Variação espaço-temporal da comunidade de poliquetas em um estuário ribeirinho do sul da Ilha de Santa Catarina

Peres, L.M.C.; Roos, A.L.; Machado, M.X.; Rupil, G.; Mayer, G.B.; Brauko, K.M.

Introdução

Os estuários são sistemas semi-fechados, onde há a mistura e combinação de águas marinhas e águas doces, conferindo características físico-químicas únicas a esse ambiente (Castro & Huber, 2012). Variações na salinidade, por exemplo, são um dos principais condutores do funcionamento ecossistêmico e da estruturação de comunidades bentônicas nesses locais (Montagna et al., 2002; Kimmel & Roman, 2004).

A instabilidade produzida ao longo de gradientes de salinidade leva a mudanças fisiológicas nos organismos que condicionam a substituição de espécies, sendo o fator que mais fortemente conduz a dinâmica das comunidades (Piscart et al., 2005). Neste sentido, as comunidades de fundos inconsolidados estuarinos são dominadas pela macroinfauna bentônica, composta por espécies relativamente sedentárias de hábito predominantemente escavador, e que apresentam uma ampla gama de tolerância a variações físico-químicas na interface entre a água e o sedimento (Palmer et al., 2016).

Os anelídeos poliquetas são normalmente o grupo de organismos mais abundantes em comunidades bentônicas e já têm sido utilizados como espécies indicadoras de qualidade ambiental (Dean, 2008). Os poliquetas são organismos particularmente sensíveis e adequados para a utilização em avaliações dos efeitos de variações tanto em forçantes naturais quanto de poluentes por terem pouca mobilidade durante grande parte da sua vida, sendo cronicamente expostos a qualquer influência negativa no ambiente ao longo do tempo (Dean, 2008).

Entretanto, há uma dificuldade em avaliar a variabilidade temporal dessas comunidades em um mesmo local, pois sua amostragem pode ser confundida com uma variação espacial de pequena escala, já que os padrões espaciais não são os mesmos ou não resistem a outras eventuais forçantes (Morrisey et al., 1992). A

interação entre oscilações nos padrões de variabilidade espacial e temporal nas comunidades bentônicas de estuários ribeirinhos do sul do Brasil são raramente incorporadas em estudos de ecologia de comunidades.

Assim, o objetivo do nosso trabalho foi avaliar a influência da variabilidade espaço-temporal de forçantes estuarinas sobre: 1) a abundância total de poliquetas, e 2) a abundância relativa de cada espécie identificada no setor euhalino (Whitfield et al., 2012) do estuário ou sangradouro do Matadeiro, ao longo de pontos com diferentes salinidades comparadas em dois anos consecutivos. Testamos a hipótese de que a influência da salinidade teria um efeito maior do que outras possíveis variações interanuais sobre a estrutura das comunidades de poliquetas no setor euhalino do estuário.

Material e métodos

Área de Estudo

A amostragem foi realizada ao longo do sangradouro do Matadeiro, no Sul da ilha de Santa Catarina (Fig. 1). Este canal nasce no Pântano do Sul, conflui com o sangradouro da Lagoa do Peri e deságua na praia do Matadeiro, o que lhe confere características físico-químicas típicas de um estuário ribeirinho. O canal, por estar próximo do mar, é fortemente influenciado pelas marés semidiurnas e padrões de pluviosidade locais (Simonassi & others, 2001), além de ser adicionalmente impactado ao longo do seu percurso, o que no mínimo acarreta descargas de efluentes que trazem detritos e excesso de nutrientes (Olsen & Dantas, 2016).

Coleta de dados

A amostragem seguiu o mesmo método realizado em Schmidt et al. (2016), que coletaram metade dos dados utilizados no presente estudo, referentes ao primeiro ano de monitoramento. Foram amostradas 10 transecções com intervalos de 10 metros entre si, distribuídos perpendicularmente ao curso do canal, formando dois grupos de salinidade (Alta Salinidade - 30 ± 2 e Baixa Salinidade - 24 ± 2), sendo o primeiro grupo para os cinco pontos mais próximos da foz e o segundo grupo para os cinco pontos mais distante da foz. Para a fauna, em cada transecção foram coletadas três amostras, sendo uma no meio e duas nas extremidades do transecto.

Estas amostras foram coletadas com ajuda de um amostrador de pvc do tipo “corer”, com 14,5 cm de diâmetro e 10 cm de altura.

A fauna foi lavada *in situ* utilizando peneiras de malha de 1,0 mm de abertura, levada para laboratório para triagem, identificação e contagem dos indivíduos em microscópio estereoscópico. Para aferir a salinidade foram coletadas amostras de água no ponto central de cada transecto, que foram medidas utilizando um refratômetro da marca Instrutherm (modelo RTS 101 ATC).

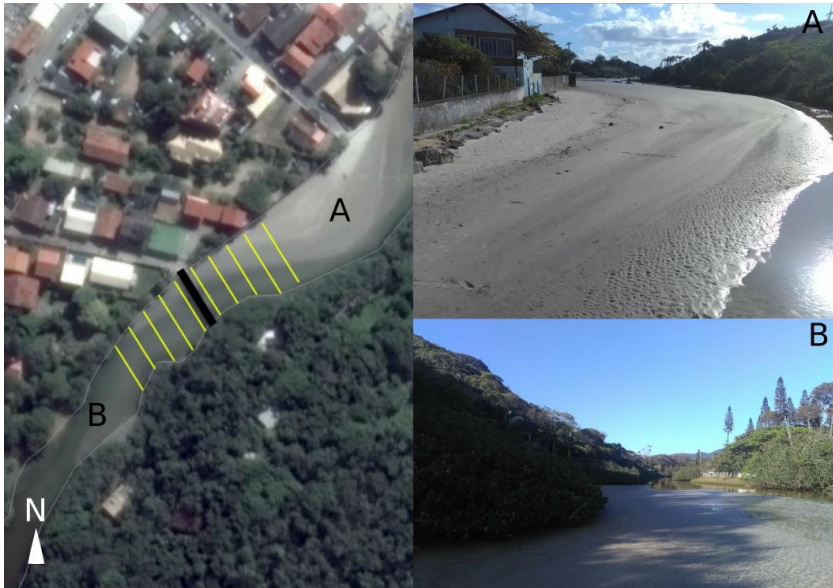


Figura 1. Área de estudo com destaque (traços perpendiculares ao rio) para os 10 transectos. A - Região mais próxima da foz. B - Região mais distante da foz.

Análises de dados

Para determinar as variações da salinidade sobre a abundância de poliquetas (total e das espécies dominantes), ao longo de dois diferentes anos foi realizada uma análise de variância bifatorial, incorporando os fatores Ano (fixo, 2 níveis – Ano 1 e Ano 2), Salinidade (fixo, 2 níveis – Alta e Baixa) e a interação ortogonal entre esses dois fatores. Para atender os pressupostos de linearidade do teste estatístico os valores

de abundância foram previamente transformados ($\log x+1$). As análises foram todas realizadas no ambiente de programação R (R Core Team, vs. 1.0.143).

Resultados

Foram registradas três espécies de Polychaeta: *Laeonereis culveri*, *Capitella nonatoi* e *Heteromastus simillis* (Fig. 2).



Figura 2. Espécies de poliquetas encontradas durante a amostragem no canal sangradouro do Matadeiro - A - *Laeonereis culveri*. B - *Capitella nonatoi*. C - *Heteromastus simillis*

Quando considerados os totais coletados nos dois anos do estudo foi possível observar a dominância numérica do nereidídeo *L. culveri*, representando 73,63% da abundância total em 2016 e 2017 (282/383 total) (Fig. 3). Na nova amostragem referente ao Ano 2 (2017), o capitelídeo *H. simillis* apresentou a maior abundância, dominando 53% do total de indivíduos coletados (73/139) seguido da espécie *L. culveri* com 45% do total das amostras (63/139), e por fim o capitelídeo *Capitella nonatoi* com 2% (3/139) (Fig. 3).

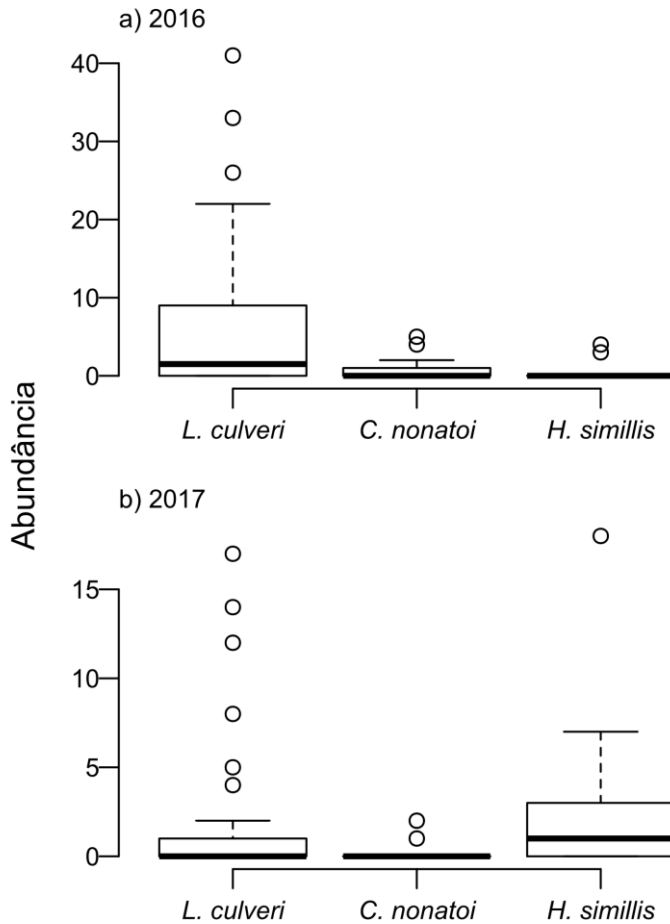


Figura 3. Abundância total das espécies de poliquetas identificadas no período de 2016 e 2017.

As análises de variância mostraram que a abundância total dos poliquetas aumentou significativamente em função da diminuição de salinidade no estuário, e que não houve diferença significativa alguma ao longo dos dois anos amostrados (Tabela 1). Ou seja, os valores de abundância de poliquetas foram maiores em

salinidades mais baixas tanto no ano de 2016 como em 2017 (ver figs. 4 e 5 para maiores detalhamentos).

Tabela 1. Resultado da ANOVA global considerando a abundância em relação aos dois anos, aos dois níveis de salinidade e a interação entre ambos os parâmetros. gl: graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; SQM: soma de quadrados média.

	gl	SQ	SQM	F	P
Salinidade	1	17,432	17,432	16,838	< 0,001
Ano	1	1,277	1,277	1,234	0,271
Salinidade:Ano	1	0,023	0,023	0,022	0,882
Resíduos	56	57,974	1,035		

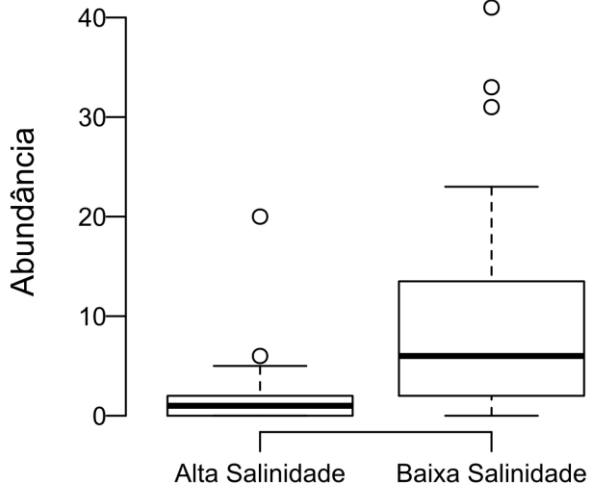


Figura 4. Abundância de Polychaeta nos diferentes graus de salinidade (alta salinidade e baixa salinidade) durante as amostragens de 2016 e 2017

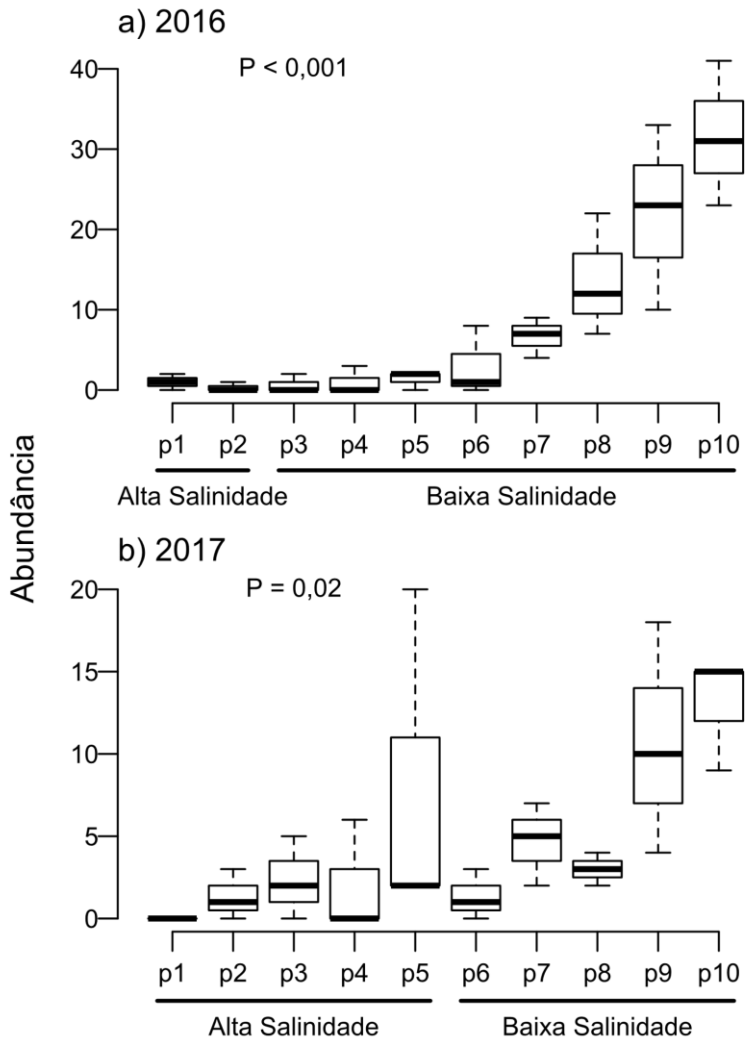


Figura 5. Abundância total de Polychaeta amostrados ao longo dos transectos (p1 a p10) no período de 2016 (a) e 2017 (b).

As imagens registradas nas ocasiões de coleta no Ano 1 (2016) e no Ano 2 (2017) (Fig. 6, A e B respectivamente), revelaram condições ambientais diferentes em cada

data amostral, com maior volume de água acumulada na região amostrada do estuário do Matadeiro em 2016. Diante disso, foi possível amostrar somente dois pontos com alta salinidade (P₁ e P₂). Esta diferença no volume de água estava provavelmente condicionada as fortes chuvas ocorridas na época da amostragem em 2016, e ao empilhamento de água na costa causado por marés meteorológicas que acompanham tempestades.

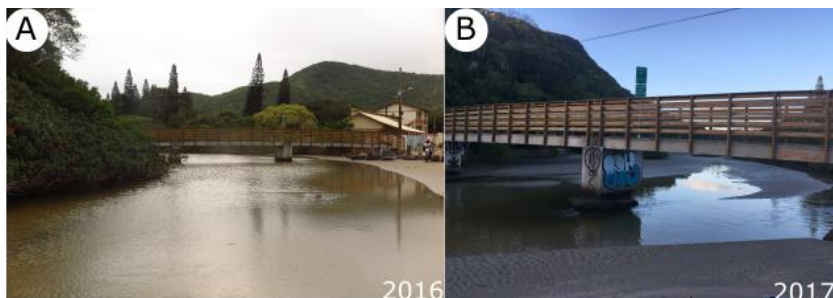


Figura 6. Situação do estuário do sangradouro do Matadeiro em 2016 (A) e 2017 (B). Observa-se um maior volume de água no primeiro ano, comparado ao ano do atual estudo.

Discussão

As associações de anelídeos poliquetas no setor euhalino do estuário do sangradouro do Matadeiro variaram fortemente em função dos diferentes níveis de salinidade local, e essa variabilidade espacial foi consistente ao longo de dois anos consecutivos. Ou seja, a salinidade desse ambiente estuarino é o principal fator estruturador da comunidade de poliquetas apesar da variabilidade de outras eventuais forçantes naturais atuantes de um ano para outro. Esses fatores responsáveis por variações naturais de fundo ou “ruído” podem abranger oscilações interanuais na pluviosidade e alcance máximo da maré, por exemplo. Entretanto, apesar das claras oscilações no nível da água de 2016 (Schmidt, 2016) em comparação com 2017 (Fig. 6) e possível mistura das camadas de diferentes salinidades, os padrões de distribuição das comunidades de poliquetas permaneceram semelhantes entre si.

O gradiente de salinidade estudado estava comprimido dentro do setor euhalino do sangradouro, com variação relativamente leve entre os valores mais elevados e mais baixos (de 24 a 32), mas esse curto intervalo de variação foi suficiente para estruturar as comunidades locais, onde a maioria dos poliquetas mostrou preferência pelas baixas salinidades. Comparações desses padrões para poliquetas com trabalhos prévios são impossibilitadas pela virtual carência de estudos anteriores nesse estuário. Entretanto, a estrutura de comunidades macrofaunais bentônicas já mostrou ter sido fortemente influenciada pela salinidade em seis outros estuários ribeirinhos da ilha de Santa Catarina (Pagliosa & Barbosa, 2006). A água salobra é em si um grande desafio para organismos tipicamente marinhos, os quais lançam mão de diferentes combinações de mudanças comportamentais e fisiológicas para habitar os variados níveis de salinidade encontrados dentro desses ambientes (Whitfield et al., 2012).

A preferência dos poliquetas pelas menores salinidades do estuário foi na realidade um reflexo dos padrões de ocorrência de uma só espécie numericamente dominante nos dois anos consecutivos, *Laonereis culveri*. As outras duas espécies encontradas, os capitélideos *H. similis* e *C. nonatoi*, não mostraram preferência pronunciada por um grau específico de salinidade, já que ocorreram em abundâncias mais relativamente homogêneas ao longo do gradiente do sangradouro (ver detalhes na Fig. 5). As três espécies encontradas neste estudo são amplamente reconhecidas como poliquetas de hábitos oportunistas e/ou fisiologicamente tolerantes a situações de estresse ambiental (Borja & Dauer, 2008; Brauko et al., 2016). Isso explica sua ocorrência em baixíssima riqueza e altas abundâncias, já que o trecho do estuário estudado recebe descargas constantes e difusas de efluentes domésticos provenientes das habitações adjacentes (Olsen & Dantas, 2016). Dentre essas espécies tolerantes, o poliqueta tipicamente estuarino *L. culveri* exibiu ainda particular preferência por regiões menos salinas, de fluxo mais intenso de água doce. A espécie tem sido usada em ensaios ecotoxicológicos sempre mostrando preferência por salinidades mais baixas (Geracitano et al., 2004; Marques et al., 2013). Por sua ampla gama de tolerância fisiológica combinada a ocorrência em altas densidades facilmente encontradas nos estuários de toda a América, esse poliqueta tem sido também apontado como candidato a bioindicador de qualidade ambiental em programas de gestão costeira (Weis & others, 2017). As

altas densidades identificadas no estuário ribeirinho pelo presente estudo evidenciam a utilidade dessa espécie em eventuais protocolos de avaliação de qualidade ambiental.

Em resumo, nossos resultados demonstraram que apesar das variações interanuais em forçantes ambientais atuantes em estuários, os padrões na estrutura e distribuição de associações de poliquetas foram consistentemente condicionadas pela salinidade em dois anos consecutivos de amostragens. Delineamentos amostrais em comunidades bentônicas estuarinas raramente incorporam variações temporais e suas interações com a variação espacial de distribuição das comunidades (Kelaher & Levinton, 2003; Norén & Lindegarth, 2005). Isso dificulta o real entendimento dos processos ecológicos e da magnitude de suas consequências ao longo do tempo, seja em curtas ou em longas escalas temporais. Nosso estudo não evidenciou variações significativas em curta escala de tempo (interanual), mas é possível que as comunidades de poliquetas oscilem ao longo de intervalos maiores de tempo, principalmente pelo local estar sujeito aos impactos da urbanização. Assim, é essencial que programas de avaliação e monitoramento da saúde de estuários englobem variações temporais em crescentes escalas em seus protocolos, além da identificação dos padrões de distribuição e preferência das espécies locais.

Referências

- Borja A. & Dauer D.M. (2008) Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological indicators*, **8**, 331–337.
- Brauko K.M., Muniz P., Castro Martins C. de, & Cunha Lana P. da (2016) Assessing the suitability of five benthic indices for environmental health assessment in a large subtropical south american estuary. *Ecological indicators*, **64**, 258–265.
- Castro P. & Huber M.E. (2012) *Biologia Marinha*. AMGH Editora,
- Dean H.K. (2008) The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biologia Tropical*, **56**, 11–38.

- Geracitano L., Bocchetti R., Monserrat J., Regoli F., & Bianchini A. (2004) Oxidative stress responses in two populations of *laeonereis acuta* (polychaeta, nereididae) after acute and chronic exposure to copper. *Marine Environmental Research*, **58**, 1–17.
- Kelaker B.P. & Levinton J.S. (2003) Variation in detrital enrichment causes spatio-temporal variation in soft-sediment assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, **261**, 85–97.
- Kimmel D.G. & Roman M.R. (2004) Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay, USA: influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series*, **267**, 71–83.
- Marques B.F., Cordeiro L.F., Kist L.W., Bogo M.R., López G., Pagano G., Muratt D.T., Carvalho L.M. de, Kulkamp-Guerreiro I.C., & Monserrat J.M. (2013) Toxicological effects induced by the nanomaterials fullerene and nanosilver in the polychaeta *laeonereis acuta* (nereididae) and in the bacteria communities living at their surface. *Marine environmental research*, **89**, 53–62.
- Montagna P.A., Kalke R.D., & Ritter C. (2002) Effect of restored freshwater inflow on macrofauna and meiofauna in upper Rincon Bayou, Texas, USA. *Estuaries*, **25**, 1436–1447.
- Morrisey D., Underwood A., Howitt L., & Stark J. (1992) Temporal variation in soft-sediment benthos. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **164**, 233–245.
- Norén K. & Lindegarth M. (2005) Spatial, temporal and interactive variability of infauna in swedish coastal sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **317**, 53–68.
- Olsen P. C. & Dantas K. (2016) Monitoramento da qualidade da água do rio sangradouro, florianópolis - sc..
- Pagliosa P.R. & Barbosa F.A.R. (2006) Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern brazil. *Biological Conservation*, **129**, 408–417.

- Palmer T.A., Montagna P.A., Chamberlain R.H., Doering P.H., Wan Y., Hauer K.M., & Crean D.J. (2016) Determining the effects of freshwater inflow on benthic macrofauna in the caloosahatchee estuary, florida. *Integrated environmental assessment and management*, **12**, 529–539.
- Piscart C., Moreteau J.-C., & Beisel J.-N. (2005) Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (meurthe river, france). *Hydrobiologia*, **551**, 227–236.
- Schmidt P.-S. A.D. (2016) Assembléia de poliquetas (polychaeta) bentônicos ao longo de um gradiente de salinidade estuarino. *Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense*, 529–539.
- Simonassi J.C. & others (2001) Caracterização da lagoa do peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da ilha de santa catarina, sc, brasil..
- Weis W.A. & others (2017) Ecologia de laeonereis acuta como bioindicador em estuários..
- Whitfield A., Elliott M., Basset A., Blaber S., & West R. (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.

Padrões de aninhamento e turnover em comunidades macrobentônicas de poças de maré da Praia da Armação, Florianópolis, SC

Campos, L. L. F.; Gouvêa, L. P.; Nunes, L. T.; Garcéz R. S.; Teixeira, C. R.; Segal, B.

Introdução

Os costões rochosos são habitats entre marés caracterizadas pela presença de diversas espécies com grande relevância ecológica (Coutinho et al., 2015). Estes habitats são divididos em três compartimentos: o supralitoral - totalmente emerso; o médio litoral - submerso apenas nas marés altas, e o infralitoral - sempre submerso (Coutinho et al., 2015). As poças de maré podem ser encontradas nestas diferentes zonas dos costões rochosos e são locais importantes para o estudo das dinâmicas populacionais e sucesso das comunidades intermareais. Isso porque esses microhabitats apresentam grande diversidade no arranjo espacial, tamanho e heterogeneidade das características físico-químicas, o que pode levar a uma distinção entre as comunidades de organismos presentes (Delany et al., 1998).

As poças de maré são espacialmente delimitadas durante a maré baixa, o que pode levar a variações em relação às características físicas (e.g. tamanho, área e profundidade) e químicas (e.g. pH, oxigênio, salinidade; Metaxas & Scheibling, 1993). Essas flutuações, por sua vez, diferem em relação ao volume, área superficial, profundidade da poça, bem como a altura na costa, grau de sombreamento, padrão de drenagem e exposição às ondas (Metaxas & Scheibling, 1993; Horn et al., 1998). Assim, os organismos que prevalecem nesses ambientes estão submetidos a uma série de fatores estressantes que podem influenciar diretamente na estrutura de comunidades associadas a essas poças de marés (Alvarez, 1996).

Comunidades ou manchas locais podem ser ditas aninhadas se estas forem subconjuntos de uma mesma comunidade. Em geral, comunidades com menor disponibilidade de recursos e expostas a maior estresse tendem a ser um subconjunto de comunidades que se encontram em ambientes mais estáveis e com mais recursos disponíveis (Wang et al., 2010). Nesse contexto, o objetivo deste

estudo foi avaliar a diversidade da comunidade macrobentônica em poças de maré, de acordo com as seguintes perguntas: (1) Qual variável abiótica melhor explica a riqueza da comunidade macrobentônica em poças de marés? A hipótese é de que poças maiores apresentam menor oscilação de parâmetros abióticos em relação às poças menores, favorecendo maior riqueza de organismos. (2) Qual o grau de aninhamento e semelhanças entre poças de maré abertas e fechadas? A hipótese é de que, por apresentarem maior conectividade com o mar, as poças abertas apresentariam condições mais favoráveis para o estabelecimento de um maior número de organismos e, conseqüentemente, as poças fechadas seriam um subconjunto das poças abertas.

Material e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo localizou-se na Praia da Armação, ao sul da ilha de Santa Catarina, no município de Florianópolis, Brasil. O local possui poças de maré de tamanhos variados, com diferentes graus de conectividade com o mar e exposição à ação das ondas. Nessa área foram selecionadas seis poças de maré, sendo elas classificadas em relação a área e em relação a conectividade com o mar em: poças abertas (conectadas ao mar) e fechadas (conexão ausente durante a maré baixa; Figura 1).

Coleta de dados

A fim de avaliar a riqueza nas diferentes poças de maré, as seguintes variáveis abióticas foram coletadas em cada poça: temperatura, profundidade, salinidade, cobertura de sedimento e área total. Em cada poça de maré amostrada, foram realizadas buscas ativas por espécies macroscópicas de fauna e flora por um período de 10 minutos. Quando a identificação em campo não era possível, foi feito o registro fotográfico e coleta de exemplares para análise posterior através do Guia Vida Marinha de Santa Catarina (Lindner, 2014).

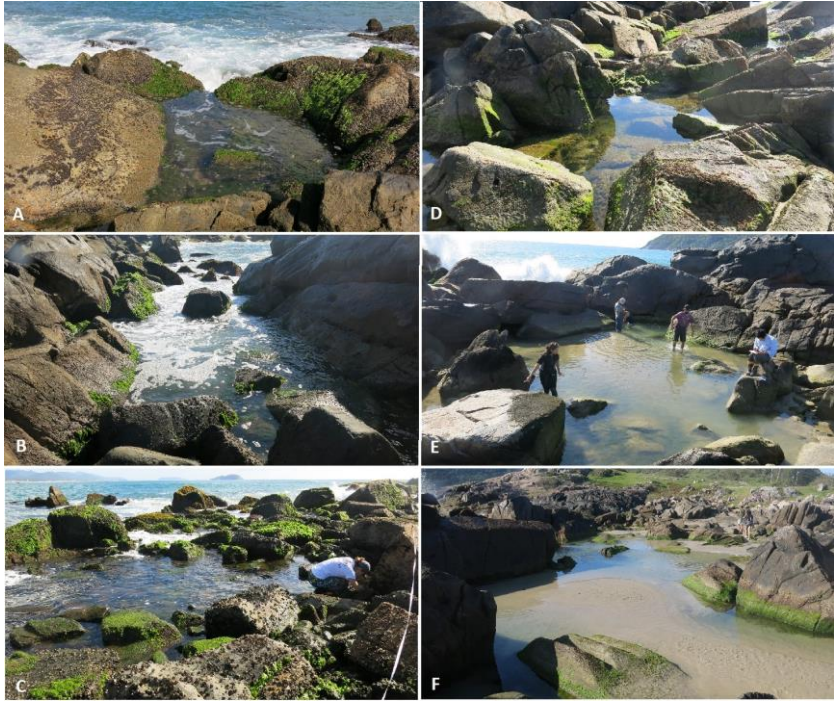


Figura 1. Poças de maré no costão rochoso localizado na Praia da Armação, sul da ilha de Santa Catarina. A, B e C representam poças abertas e D, E e F representam poças fechadas.

Análises estatísticas

A influência das variáveis abióticas foi testada através de regressão linear com cada uma das variáveis em relação à riqueza de espécies. Com o pacote *betapart* (Baselga et al., 2017) do software R, a diversidade beta entre as poças foi particionada em aninhamento e turnover com o objetivo de entender se há substituição ou compartilhamento de espécies entre os ambientes (Baselga et al., 2013). Por fim, a similaridade de riqueza entre poças abertas e fechadas foi realizada uma análise de agrupamento (NMDS), bem como uma análise de similaridade (ANOSIM) para verificar se as poças agrupadas diferem em riqueza. Todas as análises foram realizadas no programa R versão 3.4.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram registrados um total de 61 organismos pertencentes aos seguintes grupos taxonômicos: Cnidaria, Arthropoda, Polychaeta, Echinodermata, Entoprocta, Mollusca, Porifera, Chlorophyta, Ochrophyta e Rhodophyta (Tabela 1).

Tabela 1. Táxons encontrados nas poças de marés da Ilha das Campanhas, Praia da Armação, Florianópolis, SC. Frequência relativa se refere ao número de poças em que estes grupos foram encontrados em cada tratamento. Células cinzas indicam espécies presentes em apenas um tratamento.

Filo	Táxon	Frequência relativa	
		Poças abertas	Poças fechadas
Cnidaria	<i>Anemonia sargassensis</i>	1	0
	<i>Bunodosoma caissarum</i>	3	1
	<i>Anemona</i> sp. 3	3	2
	<i>Anemona</i> sp. 4	1	0
	Coral	1	0
	Hydrozoa	0	1
Arthropoda	<i>Calcinus tibicen</i>	2	0
	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	2	3
	<i>Megabalanus</i> sp.	3	0
	<i>Pachygrapsus</i> sp.	2	0
	<i>Tetraclita stalactifera</i>	3	3
Echinodermata	<i>Echinometra lucunter</i>	3	2
	<i>Holothuria grisea</i>	0	2
Entoprocta	Entoprocta sp.	1	1
Mollusca	<i>Aplysia brasiliiana</i>	0	1
	<i>Astraea tecta</i>	0	2
	<i>Bilvave</i> sp5	1	0
	<i>Brachidontes solisianus</i>	3	3
	<i>Collisella subrugosa</i>	3	3
	<i>Crassostrea</i> sp.	0	1

Filo	Táxon	Frequência relativa	
		Poças abertas	Poças fechadas
	<i>Echinolittorina ziczac</i>	1	3
	<i>Fissurella</i> sp.	1	2
	<i>Isognomon bicolor</i>	2	2
	<i>Morula nodulosa</i>	1	0
	<i>Perna perna</i>	3	0
	<i>Stramonita haemastoma</i>	3	1
Polychaeta	<i>Phragmatopoma caudata</i>	3	1
	Serpulidae	1	1
	Polychaeta sp.3	0	1
Porifera	<i>Dracmacidon reticulatum</i>	3	1
	<i>Hymedesmia</i> sp.	0	1
	<i>Polymastia</i> sp.	0	1
	<i>Tedania ignis</i>	2	1
Chlorophyta	<i>Chaetomorpha antennina</i>	0	1
	<i>Cladophora vagabunda</i>	3	0
	<i>Codium</i> sp. 1	3	2
	<i>Codium</i> sp. 2	0	2
	<i>Rhizoclonium</i> sp.	0	1
	<i>Ulva fasciata</i>	1	2
	<i>Ulva flexuosa</i>	3	3
	<i>Ulva lactuca</i>	3	3
Ochrophyta	<i>Colpomenia</i> sp.	3	3
	<i>Padina</i> sp.	2	0
	<i>Petalonia</i> sp.	0	1
	<i>Sargassum filipendula</i>	3	3
	<i>Sphacelaria</i> sp.	2	0
Rhodophyta	<i>Amphiroa</i> sp.	1	0

Filo	Táxon	Frequência relativa	
		Poças abertas	Poças fechadas
	<i>Arthrocardia variabilis</i>	2	1
	<i>Bostrychia tenella</i>	3	0
	<i>Bryothamnion</i> sp.	1	1
	<i>Calcaria</i> incrustante	3	2
	<i>Ceramium tenerrimum</i>	2	0
	<i>Chondracanthus teedei</i>	0	1
	<i>Gelidium floridanum</i>	0	3
	<i>Gimonogogros griffithisae</i>	2	2
	<i>Hypnea musciformis</i>	3	3
	<i>Jania adherens</i>	3	3
	<i>Nemalion</i> sp.	1	1
	<i>Pyropia</i> sp.	3	3
	<i>Pterocladiaella capillacea</i>	3	1
	<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>	0	1
Riqueza		46	46
Abundância		102	83

A ANOSIM apresentou resultado significativo para a diferença entre poças abertas e fechadas, sendo que os grupos mais similares foram agrupados pelo NMDS ($p < 0.005$, stress= 0.00; Fig. 2). Entretanto, as análises de regressão mostraram que as variáveis ambientais medidas, isoladamente, parecem não influenciar na riqueza de espécies entre os ambientes (Tabela 2).

A partir da ordenação da matriz de presença e ausência dos organismos, foi gerada uma matriz de ocorrência dos táxons utilizando o índice de NODF ("Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill"). A partir de 1000 aleatorizações da matriz original, o resultado da análise de aninhamento entre as poças foi baixo e não significativo (NODF=59.85; $P > 0.05$).

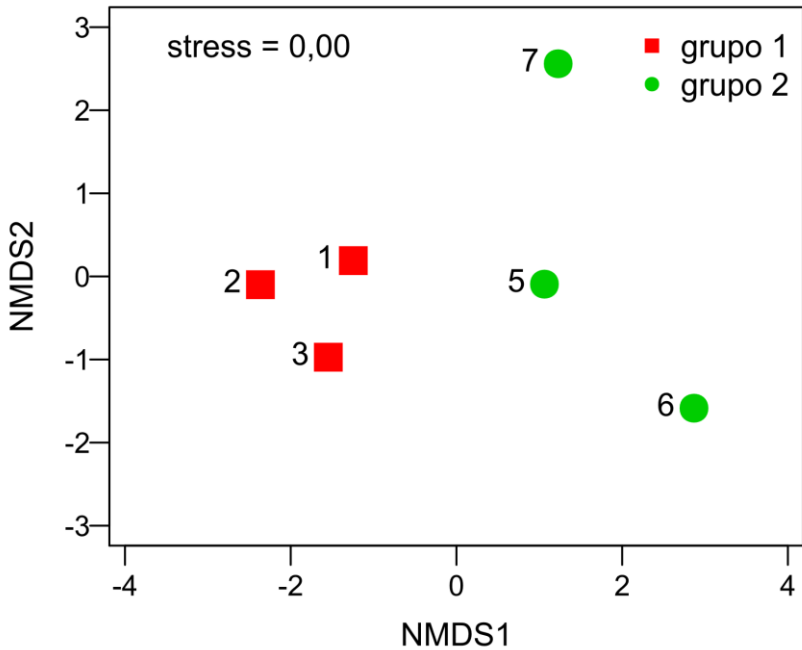


Figura 2. Análise de agrupamento (NMDS) entre poças abertas em vermelho (1, 2, 3) e fechadas em verde (4, 5, 6).

Tabela 2. Resultado das análises de regressão para cada variável abiótica em relação à variável resposta riqueza.

Variáveis	R ² -ajustado	F	P
Cobertura	-0,21	0,14	0,72
Salinidade	-0,28	0,02	0,9
Área	-0,23	0,05	0,82
Profundidade	-0,25	0	0,96
Temperatura	-0,11	0,91	0,51

Discussão

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que, embora as poças da Praia da Armação possuam diferenças morfométricas, os parâmetros abióticos

permaneceram similares entre as poças, rejeitando a primeira hipótese do trabalho, possivelmente por estarem aproximadamente no mesmo nível em relação ao mar. Isto explicaria a ausência de influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies entre as poças. Krajewski & Floeter (2011) sugerem que, dentre as variáveis abióticas, a profundidade possa influenciar na composição de comunidades, entretanto isso ocorre em escalas muito maiores do que a avaliada no presente estudo. Além disso, é provável que a medida pontual dos parâmetros abióticos, em um único período do dia, não tenha representado a variação desses parâmetros nas poças fechadas. Isso ocorre, devido ao maior isolamento e é comum que poças fechadas estejam mais suscetíveis a variações extremas de temperatura e oxigênio (Harbo, 1980).

Outra variável abiótica que pode interferir diretamente na composição de espécies é o hidrodinamismo, já que este influencia a possibilidade de fixação no substrato rochoso. No presente estudo, verificou-se que organismos sésseis (i.e. adaptados para fixação no substrato por um período de vida ou todo o ciclo de vida) tais como algas, esponjas, cnidários, moluscos, gastrópodos e bivalves, ocorreram com maior frequência em poças abertas. Isso ocorre possivelmente porque, através do hidrodinamismo, esses organismos obtêm benefícios na obtenção de alimentos, umidificação e proteção física contra predadores. Já a presença frequente de organismos móveis (i.e. pepino do mar; *Holothuria grisea*) e o gastrópode *Aplysia brasiliana* em poças fechadas se deve provavelmente à ausência de adaptações que possibilitem sua permanência em zonas de alto hidrodinamismo (i.e. poças abertas). Contudo, é importante salientar que fatores bióticos não avaliados neste estudo, tais como as interações ecológicas (e.g. competição inter e intraespecífica e predação) podem também influenciar na diferenciação de espécies entre as comunidades das poças (Macieira & Joyeux, 2011). Além disso, poças de maré que apresentam elevado número de algas tendem a possuir alta concentração de oxigênio durante o dia e pouco oxigênio dissolvido durante a noite. Inversamente, o consumo do dióxido de carbono para a respiração desses organismos leva a um aumento no pH da água durante o dia e decréscimo durante o período noturno (Levinton & Levinton, 1995). Essas variações tendem a ser mais acentuadas em poças fechadas, o que faz com que organismos presentes nesses ambientes sejam altamente adaptados a suportar essas condições mais extremas

(organismos sésseis) ou sejam capazes de habitar temporariamente esses refúgios (organismos vágeis) em condições mais favoráveis.

Os gêneros de algas *Ulva* e *Codium* foram encontrados tanto em poças abertas quanto fechadas. O gênero *Ulva* é conhecido por sua alta tolerância às amplas variações dos parâmetros ambientais, além de constituir um grupo indicador de ambientes alterados, particularmente sob a influência de matéria orgânica (Cruz, 2014). Da mesma forma, *Codium* tolera grandes variações na salinidade e temperatura (Bégin & Scheibling, 2003), permitindo colonizar uma ampla gama de ambientes, o que pode ter possibilitado a ampla ocorrência tanto em poças abertas quanto fechadas. Além disso, algumas algas também podem regular a absorção de luz e variar a quantidade de pigmentação fotossintética, o que aumenta sua plasticidade e as possibilitam ocupar maior quantidade de ambientes (Bertocci et al., 2012). Assim, estes fatores podem ter contribuído para a ocorrência do gênero *Ulva* em ambos os ambientes deste estudo.

A ocorrência frequente de determinados organismos em poças fechadas pode ser explicada devido a modificações corporais que possibilitam a sobrevivência em ambientes de estresse. Algumas algas, por exemplo, podem apresentar formas anatômicas distintas ao longo do ciclo de vida, ou apresentar estruturas mais rígidas (e.g. *Pyropia SP*) com substâncias como carbonato de cálcio (e.g. *Padina sp.*, *Amphiroa sp.*, *Arthrocardia variabilis* e *Jania adherens*). Além disso, essas produzem compostos químicos para se aclimatar ao estresse abiótico, o que diminui a herbivoria e aumenta a chance de sobrevivência. Outros organismos, como as anêmonas, tendem a retrair seus tentáculos evitando o dessecação e superaquecimento permitindo sua persistência em ambientes mais estressantes (Denny, 1993).

Sendo assim, baixo grau de aninhamento encontrado entre poças abertas e fechadas pode ser explicado pelo fato de que algumas espécies apresentam especializações e adaptações que propiciam e possibilitam o seu estabelecimento em apenas um determinado ambiente, dificultando sua permanência em locais que apresentam características ambientais distintas. Desta maneira, as diferenças hidrodinâmicas entre as poças abertas e fechadas, bem como a alta variação dos parâmetros físico-químicos e interações dessas características abióticas com relações ecológicas (e.g. predação) em cada poça poderiam ser os responsáveis pela

diferença na composição da comunidade macrobentônica. Portanto, é importante que tais fatores sejam avaliados através de medidas mais contínuas para melhor compreensão de sua influência na diferença de diversidade entre poças de maré.

Agradecimentos

Agradecemos a Dr. Kalina Manabe Brauko pela ajuda nas identificações dos organismos e ao Dr. Eduardo Luís Hettwer Giehl pelas dicas e contribuições nas análises.

Referências

- Alvarez R.M.F. (1996) Estudo dos aspectos bióticos e abióticos da poça-de-maré do istmo do Baleeiro, Praia do Segredo, CEBIMar-USP, São Sebastião, SP. Monografia de Bacharelado. Universidade de São Paulo. 01-51.
- Baselga A., Orme D., Villeger S., De Bortoli J., & Leprieur F. (2013) betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R package version 1.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Bertocci I., Araújo R., Incera M., Arenas F., Pereira R., Abreu H., Larsen K., & Sousa-Pinto I. (2012) Benthic assemblages of rock pools in northern Portugal: Seasonal and between-pool variability. *Scientia Marina*, **76**, 781–789.
- Bégin C. & Scheibling R.E. (2003) Growth and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *Tomentosoides* in tide pools on a rocky shore in Nova Scotia. *Botanica Marina*, **46**, 404–412.
- Coutinho R., Széchy M.T.M., López M.S., Christofolletti R.A., Berchez F.A. de S., Yaginuma L.E., Rocha R.M. da, Siviero F.N., Lopes N.P.G., Ferreira C.E.L., & Others (2015) Monitoramento de longo prazo de costões rochosos. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros-Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros-ReBentos, 180–193.

- Cruz C.V.R. (2014) Composição da fauna associada à *Ulva* spp. Delile (ulvales, ulvaceae) em três áreas do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. Universidade Federal do Espírito Santo, 7, n.04, 387-417.
- Delany J., Myers A.A., & McGrath D. (1998) Recruitment, immigration and population structure of two coexisting limpet species in mid-shore tidepools, on the West Coast of Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **221**, 221–230.
- Denny M.W. (1993) *Air and water: The biology and physics of life's media*. Princeton, New Jersey, Princeton University Press, **92**, 330 – 2º Edition.
- Harbo R.M. (1980) *Tidepool and reef: Marinelife guide to the pacific northwest coast*. North Vancouver, BC: Hancock House, **1**, 54 – 1º Edition
- Horn M.H., Martin K.L., & Chotkowski M.A. (1998) *Intertidal fishes: Life in two worlds*. San Diego, Califórnia. Elsevier, **98**, 393 - 1º Edition
- Krajewski J.P. & Floeter S.R. (2011) Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. *Environmental Biology of Fishes*, **92**, 25.
- Levinton J.S. & Levinton J.S. (1995) *Marine biology: Function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press New York, **13**, 420,
- Lindner A. (2014) *Vida marinha de Santa Catarina*. Santa Catarina, Brasil.. Ed. Universidade Federal de Santa Catarina, **93**, 128 - 1ª Edição.
- Macieira R.M. & Joyeux J.-C. (2011) Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. *Fishery Bulletin*, **109**, 305.
- Metaxas A. & Scheibling R.E. (1993) Community structure and organization of tidepools. *Marine Ecology Progress Series*, **98**-187–198.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Wang Y., Bao Y., Yu M., Xu G., & Ding P. (2010) BIODIVERSITY RESEARCH: Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. *Diversity and distributions*, **16**, 862–873.

Estudo comparativo de métodos amostrais para caracterização da riqueza macrobentônica em um costão rochoso

Costa, G.B.; Hayata, M. A.; Alves, J.; Rocha, J.C.; Barboza, A.; Leite, T.

Introdução

Nos ecossistemas costeiros, os ambientes de costões rochosos apresentam fisionomias distintas, tanto por suas características físico-geológicas quanto biológicas (Coutinho & Zalmon, 2009). Considerando o compartimento abiótico, as variações se devem principalmente em função da declividade do substrato e sua composição (Coutinho & Zalmon, 2009). Conforme o grau de declividade, os costões podem ser caracterizados como verticalizados, ou apresentam um gradiente menos acentuado (Coutinho, 1995). Além disso, a composição do substrato pode não ser exclusivamente dominada por rochas, mas também ser permeada com sedimentos arenosos e cascalhos, formando micro habitats entre as rochas (Coutinho & Zalmon, 2009).

Grande parte da distribuição das espécies de macrobentos em costões rochosos pode ser explicada pelas características abióticas do meio (Coutinho, 1995). Modelos clássicos de distribuição biológica por zonação levam em consideração ambientes com um gradiente vertical acentuado e bem definido com evidente influência das marés sobre as diferentes zonas. Os estratos do infralitoral permanecem totalmente submersos, enquanto que o supralitoral está sujeito apenas a respingos de água no ciclo de preamar. Por sua vez, o mesolitoral é caracterizado como a zona que pode passar por longos períodos emerso, exceto durante os longos ciclos de marés (Coutinho, 1995). Devido às variações de maré, as amostragens para caracterização destes ambientes levam em conta a representatividade dos organismos em cada estrato vertical da zonação (Benedetti-Cecchi, 2001; Valdivia et al., 2011), utilizando-se o método de amostragem por transecção (Ghilardi et al., 2008).

Entretanto, em fisionomias de baixa declividade a zonação biológica não é tão bem delimitada, o que dificulta a compreensão da distribuição da riqueza de

espécies em um gradiente. Com a menor declividade, a distinção entre as zonas de supra, meso e infralitoral é mais tênue, já que o grau de exposição ao ar é mais homogêneo entre as áreas (Barboza, 2014). Nestes casos, a distribuição das espécies ocorre em função de outros parâmetros abióticos (como substrato, sedimentos, temperatura e salinidade) e bióticos (competição, predação, sucessão) (Coutinho & Zalmon, 2009). Esta distribuição mais aleatória cria mosaicos ou manchas, que podem apresentar características de distribuição biológica que diferenciam cada mancha entre si. O esforço amostral em escala local, ao longo de toda área do costão, pode ser mais efetivo na caracterização de sua riqueza biológica (Benedetti-Cecchi, 2001).

Assim, vêm-se propondo a aplicação do método de amostragem por manchas, com manchas de dominância biológica localmente delimitadas para contemplar a amostragem de toda a riqueza de um costão de baixa declividade (Ghilardi et al., 2008). Com isto, o presente trabalho buscou avaliar qual o melhor método amostral para estimar a riqueza taxonômica de macrobentos presente em um costão rochoso localizado na praia da Armação do Pântano do Sul, Florianópolis. Sabendo que o costão apresenta baixa declividade e zonação na zona entremarés pouco definida, acreditamos que o método de amostragem por manchas bióticas seja o mais adequado para avaliar a riqueza de espécies deste local. Hipotetizamos também que a riqueza de espécies varia entre as manchas, e que esta variação da composição é relacionada às características abióticas destas.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado ao longo do costão rochoso da praia da Armação do Pântano do Sul, em Florianópolis, Santa Catarina. Esta área, denominada de Ponta das Campanhas, tem extensão aproximada de 140 m de costão rochoso. Esta área é caracterizada pela baixa declividade do substrato, com domínio rochoso permeado de sedimentos arenosos e conchas. O regime de marés é semidiurno, e a região do mesolitoral fica parcialmente submersa mesmo nos períodos de baixamar (Czizewski, 2016).

Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em uma única campanha no dia 01 Novembro de 2017, durante a baixa mar. A riqueza (número de espécies) do macrobentos foi mensurada pela aplicação comparativa de dois métodos de amostragem, um por transecção, ou gradiente vertical, e outro denominado povoamento, e aqui descrito como amostragem por manchas. Ambos os métodos foram adaptados a partir do trabalho realizado por Berchez et al. (2005). O gradiente vertical levou em conta as distâncias dos quadrados amostrais em relação ao nível da maré baixa, sendo o valor zero correspondente ao nível mais próximo e oito o nível mais distante da linha de maré (Tabela 1). Para definição das manchas, foi considerada a presença do organismo dominante na unidade amostral (mancha), o grau de exposição às ondas e o tamanho das áreas amostradas (Tabela 1).

No gradiente vertical foram traçados sete transectos lineares de 10 m de comprimento, distantes 5 m um do outro, a partir do nível da maré mais baixa. Em cada transecto, cinco quadrados de 30 x 30 cm foram dispostos a cada 2 m, totalizando 35 quadrados amostrados (Figura 1).

Tabela 1: Características influentes do gradiente vertical e das manchas. A distância zero no gradiente vertical indica que a medida foi realizada na linha de maré mais baixa. As manchas possuem dimensões aproximadas de 56 m² (pequenas) e 99 m² (grandes).

Gradiente Vertical		Manchas bióticas			
Quadrado	Distância	Mancha	Dominância	Exposição	Tamanho
1	0	1	Craca	Abrigada	Pequena
2	2	2	Craca	Exposta	Grande
3	4	3	<i>Ulva</i> spp.	Abrigada	Pequena
4	6	4	<i>Ulva</i> spp.	Exposta	Pequena
5	8	5	<i>Ulva</i> spp.	Exposta	Grande
0	0	6	<i>Ulva</i> spp.	Exposta	Pequena

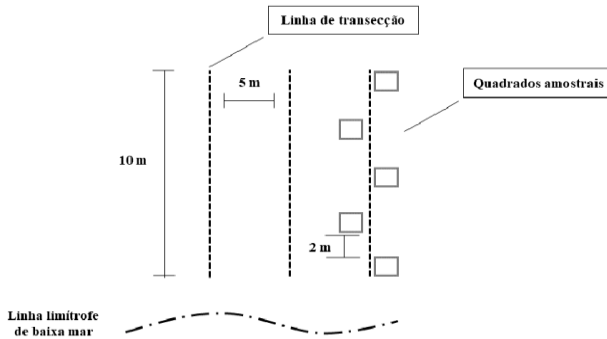


Figura 1. Croqui do desenho amostral baseado no método de amostragem em gradiente vertical. Os quadrados amostrais representados possuem dimensões de 30 x 30 cm

A riqueza de espécies do macrobentos distribuídas foi estimada através do método de amostragem em manchas. Neste, foram delimitadas 6 manchas bióticas, com tamanhos aproximados variando de 56 m² ou pequenas (n = 4) a 99 m² ou grandes (n = 2). Foram amostrados 5 quadrados de 30 x 30 cm dentro das manchas menores e 6 dentro das maiores, totalizando 32 quadrados distribuídos a esmo (Figura 2). Em ambos os métodos, foi realizado o levantamento de todas as espécies macrobentônicas dentro da área amostrada, com revolvimento de pedras para registro de organismos em refúgios.

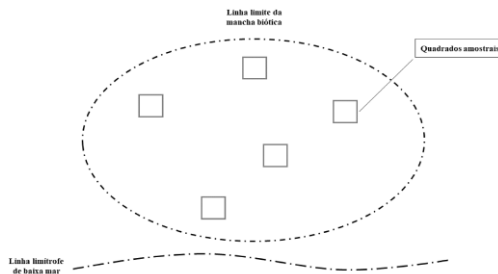


Figura 2. Croqui do desenho amostral baseado no método de amostragem por manchas bióticas. Os quadrados amostrais representados possuem dimensões de 30 x 30 cm.

Análises estatísticas

Devido à ausência de normalidade e homogeneidade das variâncias dos dados, a variação da riqueza média de espécies observada nos dois modelos foi avaliada com o uso do teste de Mann-Whitney, com nível de significância de 5% (Gotelli, 2009). A similaridade da composição de espécies no modelo que melhor representou a riqueza do costão foi analisada por agrupamento, utilizando-se o índice de dissimilaridade de Jaccard. Possíveis diferenças na composição de espécies entre os microhabitats, associadas às unidades amostrais e às demais características destes foram testadas através de uma análise de variância com permutação (PERMANOVA). Todas as análises foram realizadas utilizando o ambiente R (R Core Team, 2017).

Resultados

A riqueza total da área amostrada foi de 37 espécies. Na amostragem em gradiente vertical foram registradas 22 espécies, sendo 10 exclusivas para este. Fitobentos e gastrópodes foram os grupos taxonômicos mais representativos, ambos com 5 espécies (Tabela 2; Figura 3). No gradiente por manchas, foram registradas 27 espécies. Destas, 15 foram exclusivas para este, sendo fitobentos o grupo taxonômico mais representativo, com 9 espécies (Tabela 2; Figura 3).

Tabela 2: Riqueza taxonômica identificada através dos métodos de Gradiente vertical e Manchas bióticas. O símbolo “x” indica o registro do organismo no método aplicado.

		Táxon	Método	
			Gradiente e vertical	Manchas bióticas
Alga	Chlorophyta	<i>Ulva lactuta</i>	+	+
		<i>Ulva flexuosa</i>	+	+
		<i>Chaetomorpha</i>		+
		sp.		
	Rhodophyta	<i>Gracilaria</i> sp.		+
		<i>Jania</i> sp.		+
		<i>Pyropia</i> sp.	+	+
		<i>Petalonia fascia</i>	+	
		<i>Pterocliadiella</i>	+	

		Táxon	Método	
			Gradient e vertical	Manchas bióticas
		<i>capillacea</i>		
	Phaeophyceae	<i>Colpomenia</i> sp.		+
		<i>Sargassum</i> sp.		+
		Turf		+
Cnidaria	Anthozoa	<i>Bunodosoma caissarum</i>	+	+
		Anthozoa sp.2		+
Annelida	Polychaeta	<i>Phragmatopoma caudata</i>	+	+
		<i>Australonuphis causamiquerolum</i>	+	
		<i>Diopatra</i> sp.	+	
		Poliqueta sp.1		+
		Poliqueta sp.2		+
Mollusca	Bivalvia	<i>Brachidontes solisianus</i>	+	+
		<i>Isognomon bicolor</i>		+
		<i>Perna perna</i>	+	
	Gastropoda	<i>Lottia subrugosa</i>	+	
		<i>Echinolittorina ziczac</i>	+	+
		<i>Stramonita</i> sp.	+	+
		<i>Tegula viridula</i>	+	
		<i>Littoraria flava</i>	+	+
Echino-dermata	Holothuroidea	<i>Holothuria grisea</i>	+	
	Echinoidea	<i>Echinometra lucunter</i>		+
Crustacea	Isopoda	<i>Ligia</i> sp.		+
a		Isopoda sp.1		+
	Cirripedia	<i>Chtamalus bisinuatus</i>	+	+
		<i>Tetraclita stalactifera</i>	+	+
		<i>Megabalanus</i> sp.	+	+
	Decapoda	Ermitão 1	+	
		Ermitão 2	+	
		<i>P. transversus</i>		+
		<i>Mithrax tortuqae</i>		+

Táxon	Método	
	Gradient e vertical	Manchas bióticas
	N = 22	N = 27

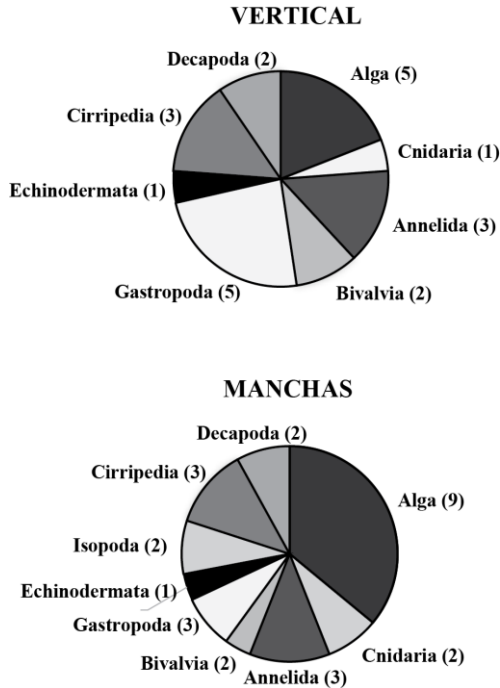


Figura 3: Riqueza dos grupos taxonômicos observados através dos diferentes métodos de amostragem de macrobentos no costão rochoso da praia da Armação do Pântano do Sul. Os números entre parênteses correspondem ao número de táxons observado para cada grupo taxonômico.

A riqueza média foi maior quando estimada pelo método de manchas, com 5,16 espécies, do que pelo método de gradiente vertical, com 3,74 espécies ($W = 360$; $p = 0,01$). No gradiente vertical a riqueza variou de zero a oito táxons, enquanto que através do método de manchas esta variação teve amplitude entre dois e quatorze táxons (Figura 4). A variação observada é devida à variação da riqueza em cada réplica, ou seja, nos quadrados amostrais.

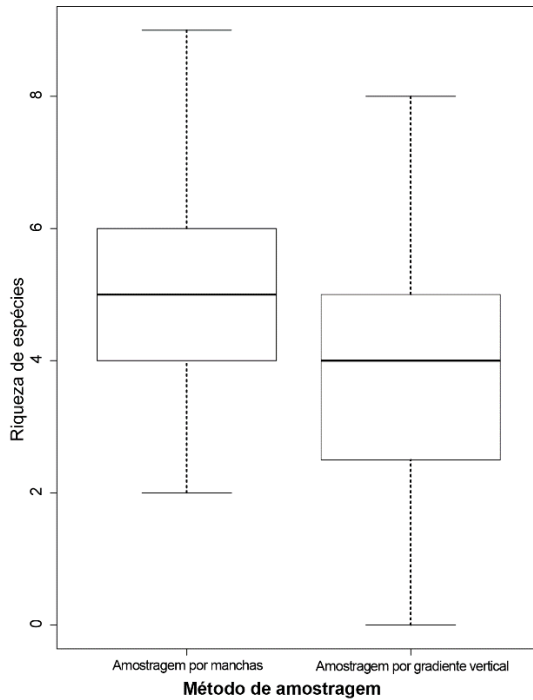


Figura 4. Variação de riqueza taxonômica por quadrado amostral (30 x 30 cm) registrada em cada método empregado no costão rochoso da praia da Armação do Pântano do Sul. As linhas que delimitam o boxplot simbolizam os quartis (25% e 75% respectivamente), a linha interna simboliza a mediana, e as linhas que delimitam o intervalo simbolizam os valores de máximo e mínimo.

A análise de similaridade com índice de Jaccard mostrou o agrupamento das manchas que apresentaram menor tamanho e localizavam-se em ambientes abrigados, de menor grau de exposição às ondas (Figura 5, números 1 e 3). Esta agrupou também duas manchas dominadas por *Ulva* spp. (Figura 5, números 4 e 5).

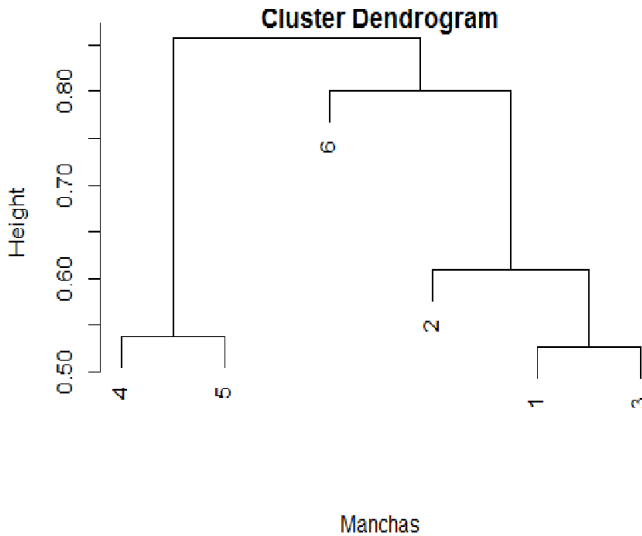


Figura 5: Dendrograma da análise de dissimilaridade de Jaccard para a composição de espécies amostradas pelo método de manchas.

Através dos resultados da Permanova foi possível verificar que a composição taxonômica não diferiu entre as manchas, independente das suas características (Tabela 3). As características amostradas, como mancha (unidades amostrais de 1 a 6), a dominância biótica, grau de exposição à maré (exposta ou abrigada) e dimensão da mancha (grande ou pequena) não mostraram valores significativos ($p > 0,05$). Além disso, todas as variáveis mostraram baixos valores de correlação, especialmente o grau de exposição à maré, com $R^2 = 0,10$.

Tabela 3: Resultados da PERMANOVA testando os efeitos das características dos microhabitats definidos no método de amostragem por manchas sobre a riqueza taxonômica de macrobentos.

Variáveis	Valor de R²	P
Mancha	0,22	0,31
Dominância	0,24	0,27
Exposição	0,10	1,00
Tamanho	0,18	0,6

Discussão

O costão rochoso na praia da Armação do Pântano do Sul foi melhor amostrado em termos de riqueza de macrobentos pelo método de amostragem por manchas, quando comparado à amostragem em gradiente vertical. O padrão de distribuição de riqueza pode ser melhor avaliado quando considerada a fisionomia de manchas, com suas características biológicas dominantes, padrão este também observado nos costões consolidados do litoral de São Paulo (Ghilardi et al., 2008). Entretanto, devido ao número elevado de espécies exclusivas observadas nos dois métodos avaliados, supõe-se que seja pertinente uma ampliação do esforço amostral em ambos os métodos utilizados.

No costão rochoso da Armação do Pântano do Sul, a baixa amplitude de maré e a pequena declividade do substrato parecem diminuir o efeito da verticalização sobre a estrutura da comunidade. Estes fatores são particulares à fisionomia deste costão, devido às características geológicas e oceanográficas regionais (Filho, 2003; Czizewski, 2016). O litoral catarinense é sujeito ao regime de marés semidiurnas (Czizewski, 2016), de forma que os organismos não sofrem com longos períodos de dessecação, o que determinaria um gradiente biológico de distribuição menos acentuado em relação aos níveis de marés. Além disso, a baixa declividade observada faz com que os limites entre as zonas do mesolitoral até o supralitoral inferior sejam tênues ou até mesmo indistintos, e mesmo os organismos presentes nas áreas mais distantes dos limites da maré baixa recebem constantemente a influência da água.

A composição de espécies dos microhabitats de manchas não diferiu entre si, independente das características destes. Isto também pode ser justificado pela baixa declividade do costão, uma vez que o aumento do nível de maré em períodos de preamar permite a maior conectividade entre as manchas. Como apontado por Oigman-Pszczol et al. (2004), a capacidade de recrutamento é responsável pela variação na composição da comunidade. Sendo assim, o padrão de ocorrência das espécies presentes no ambiente parece relacionar-se não às características particulares de cada mancha, mas sim à baixa declividade e à regularidade de recobrimento pelos ciclos de maré. Isto porque os ciclos semidiurnos não impõem limitações para colonização e movimentação das espécies móveis mas, ao contrário,

aumentam a conectividade entre os microhabitats e proporcionam uma composição de espécies mais homogênea, como observado.

Por fim, ressalta-se que a influência de um ciclo de marés semidiurnas pode ser um fator que proporcione maior probabilidade de recolonização e alteração da distribuição dos organismos. O impacto mecânico provocado pela ação das ondas neste ciclo de maré é mais homogêneo ao longo de todo o gradiente vertical do mesolitoral sob sua influência. Com isto, há a criação constante de espaços aptos ao estabelecimento de novas espécies macrobentônicas (Coutinho & Zalmon, 2009). E, como previamente ressaltado, a maior conectividade entre manchas pode resultar em maior sucesso de dispersão e colonização. Assim, fica evidente que, em ambientes de baixa declividade e/ou sob regimes de alta conectividade, o esforço amostral deve considerar não a zonação clássica, mas sim, novos métodos que possam incorporar estas características ambientais (Macedo et al., 2006; Ghilardi et al., 2008; Coutinho & Zalmon, 2009). Desta forma, pode-se melhor conhecer e caracterizar a riqueza destes ambientes, visando o entendimento dos processos ecológicos e a conservação da biodiversidade local.

Referências

- Barboza A. (2014) Caracterização da comunidade bentônica do recife raso de Pirangi / RN , Brasil , e avaliação do seu processo de estruturação sob impacto de pisoteio Alina Rocha Pires Barboza Pirangi / RN , Brasil , e avaliação do seu processo de estruturação sob. UFRN,
- Benedetti-Cecchi L. (2001) Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. *Marine Ecology Progress Series*, **215**, 79–92.
- Berchez F.A.S., Rosso S., Ghilardi N.P., Fujii M.T., & Hadel V.F. (2005) Characterization of hard bottom benthic communities: the physiognomic approach as an alternative to traditional methodologies. *Formação de Ficólogos: um compromisso com a sustentabilidade dos recursos aquáticos*, **10**, 207–220.
- Coutinho R. (1995) Avaliação crítica das causas da zonação. *Oecologia Brasiliensis*, **1**, 259–271.

- Coutinho R. & Zalmon I.R. (2009) O bentos de costões rochosos. Rio de Janeiro.
- Czizewski A.C. (2016) Circulação nos arredores da Ilha de Santa Catarina.
- Filho N.H.H. (2003) Setorização da Província Costeira de Santa Catarina em base aos aspectos geológicos, geomorfológicos e geográficos. *Geosul*, **18**, 71–98.
- Ghilardi N.P., Pereira Filho G.H., & Berchez F. (2008) Current Knowledge status of the ecology of hard bottom benthic communities in Brazil and the need for new approaches. *Oecologia Australis*, **12**, 197–205.
- Gotelli N.J. (2009) *Ecologia*. Planta, Londrina.
- Macedo I.M., Pereira Masi B., & Zalmon I.R. (2006) Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the Northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **54**, 147–154.
- Oigman-Pszczol S.S., Figueiredo M.A. de O., & Creed J.C. (2004) Distribution of Benthic Communities on the Tropical Rocky Subtidal of Armacao dos Buzios, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, **25**, 173–190.
- Valdivia N., Scrosati R.A., Molis M., & Knox A.S. (2011) Variation in community structure across vertical intertidal stress gradients: How does it compare with horizontal variation at different scales? *PLoS ONE*, **6**, 1–8.

Diversidade da ictiofauna de um riacho costeiro em paisagens com diferentes graus de perturbação

Alves, J.; Rocha, J. C.; Costa, G. B.; Hayata, M. A.; Silveira, T. L.

Introdução

O Brasil apresenta uma das mais diversas faunas de peixes de água doce do mundo, com cerca de 3.300 espécies descritas atualmente (Buckup et al., 2007; Froese et al., 2016). Esta riqueza está distribuída nos mais variados tipos de ecossistemas aquáticos, desde grandes rios, lagos e reservatórios, até pequenos riachos e córregos.

De maneira geral, todos estes ambientes podem apresentar algum grau de degradação, causada principalmente por atividades antrópicas, especialmente a urbanização e as atividades agrícolas. Neste caso, o estabelecimento de correlações entre o uso e ocupação do solo, as características da paisagem e a qualidade dos ecossistemas aquáticos é um ponto importante, pois permite mapear áreas onde a qualidade ambiental dos mananciais corre potencialmente maior risco de degradação (Oliveira, 2013).

Além da caracterização da paisagem e do uso/ocupação do solo, o monitoramento da influência destes fatores sobre os processos ecológicos e a dinâmica das comunidades aquáticas se torna indispensável para a compreensão do impacto das alterações ambientais sobre os ecossistemas aquáticos. Os estudos sobre a variação espacial da riqueza e composição de espécies de peixes em ambientes com diferentes graus de perturbação, por exemplo, são uma importante ferramenta para avaliação da qualidade ambiental: uma vez que os peixes ocupam variadas posições na cadeia trófica (Vieira & Shibatta, 2007). Neste caso, a caracterização da estrutura da ictiofauna permite identificar respostas do ambiente frente a impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos (Shibatta et al., 2006). Estes estudos são conduzidos geralmente a partir da categorização do uso do solo nas áreas de entorno da bacia hidrográfica, correlacionando características da paisagem com atributos estruturais das comunidades.

Neste sentido, o presente trabalho objetivou responder à seguinte pergunta: a composição da paisagem nas áreas de entorno da microbacia costeira do riacho Sangradouro influencia na comunidade de peixes deste riacho? Como hipóteses de trabalho, considerou-se que os atributos da paisagem (como a presença de mata nas margens e a cobertura desta mata sobre o leito do riacho) são fatores determinantes na composição e na diversidade da ictiofauna neste ambiente. Além disso, presume-se que porções do riacho Sangradouro mais próximas do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) apresentam áreas naturais mais conservadas em comparação com as áreas perturbadas localizadas fora da área de proteção do parque e que, portanto, a ictiofauna é mais diversa nestas áreas.

Material e métodos

Área de estudo e captura dos peixes

O presente estudo foi desenvolvido no dia 02 de novembro de 2017, no riacho Sangradouro, localizado no sul de Florianópolis - SC. No total, foram analisados oito pontos ao longo do riacho, sendo quatro pontos amostrados no presente estudo (pontos 2, 4, 6 e 7) e quatro estabelecidos com base em dados pretéritos oriundos de um estudo conduzido no mesmo ambiente por Batilani-Filho et al (2014) (pontos 1, 3, 5 e 8; Tabela 1; Figuras 1 e 2).

Para garantir a padronização dos dados, a captura dos peixes nos pontos amostrados em 2017 foi realizada utilizando o mesmo método adotado por Batilani-Filho et al (2014), o qual consistiu na utilização de: i) armadilha tipo covó com isca atrativa de pão e sardinha, sendo dispostos dois covos paralelamente ao curso do riacho, um em cada margem, os quais permaneceram armados por um período de 20 min em cada ponto de amostragem; e ii) coleta ativa com peneiras, aplicada junto às margens, com esforço amostral de 20 min em cada ponto de amostragem.

Ressalta-se que as armadilhas tipo covó foram utilizadas em todos os pontos amostrais, em ambos os períodos analisados. Já a coleta ativa com peneiras não foi aplicada nos pontos 6 e 7 (amostragem de 2017), devido a limitações de acesso e condições da qualidade da água nestes ambientes. Todos os peixes capturados

foram acondicionados em baldes, identificados, contabilizados, fotografados e devolvidos ao riacho.

Caracterização da paisagem

A caracterização da paisagem em cada um dos pontos estudados ao longo do riacho foi feita com base no método utilizado por Benrano et al (2015), sendo estabelecidas três categorias de paisagem: i) área natural - mata ciliar nativa moderadamente preservada; ii) área de pasto - margens com mata ciliar bastante fragmentada e presença de pasto para gado; e iii) área urbana - ausência de mata ciliar natural, área de APP não delimitada, com construções próximas ao leito em ambas as margens, presença de lixo, entulhos e liberação de efluentes não tratados ao longo do leito e qualidade da água visivelmente comprometida (Tabela 1; Figura 1). A presença/ausência de mata nas margens e sobre o leito do riacho foi avaliada visualmente nos pontos amostrados em 2017 e através de registro fotográfico para os pontos amostrados no estudo de 2013 (Tabela 1).

A fim de caracterizar um possível gradiente de perturbação ao longo do riacho, (melhores condições ambientais próximas ao PMLP e aumento gradativo da perturbação em direção a foz), a distância de cada ponto de amostragem em relação a nascente foi calculada a partir de imagens de satélite. Neste caso, considerou-se nascente a porção inicial do riacho, conectada diretamente à Lagoa do Peri (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1. Ano de coleta e respectivas características ambientais dos pontos amostrais estudados ao longo do riacho Sangradouro, Florianópolis-SC

Ponto amostral	Ano de coleta	Categorias paisagem	Mata nas margens	Mata sobre o leito	Distância da nascente (m)
1	2013	Área natural	Sim	Sim	20
2	2017	Área natural	Sim	Sim	145
3	2013	Área pasto	Sim	Não	650
4	2017	Área pasto	Sim	Não	814
5	2013	Área urbana	Não	Não	1300
6	2017	Área urbana	Não	Não	2100
7	2017	Área urbana	Não	Não	2200
8	2013	Área urbana	Não	Não	2500

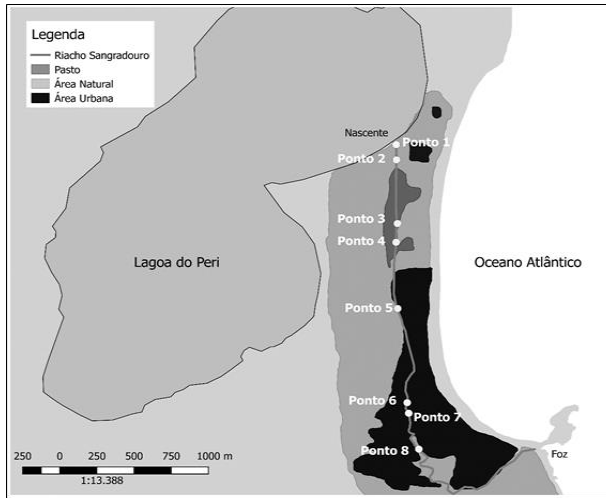


Figura 1: Pontos amostrais e categorias de paisagem estabelecidos ao longo do riacho Sangradouro, Florianópolis-SC (pontos 1, 3, 5 e 8 = amostragem realizada em 2013 (Batilani et al., 2014); pontos 2, 4, 6 e 7 = amostragem realizada em 2017; categorias de paisagem segundo Brentano et al (2015))



Figura 2: Áreas amostradas ao longo do riacho Sangradouro, Florianópolis-SC no ano de 2017. A = ponto 02; B = ponto 04; C = ponto 06; D = ponto 07.

Análises estatísticas

A fim de avaliar a influência do grau de perturbação e das características da paisagem sobre a riqueza de espécies da ictiofauna, foram realizadas análises de variância com permutação (PERMANOVA), considerando a riqueza de espécies em função das categorias de paisagem e da presença/ausência de mata nas margens e sobre o leito do riacho.

A similaridade na composição de espécies (presença/ausência dos diferentes grupos taxonômicos) em relação aos diferentes pontos amostrais foi testada através da análise de agrupamento, utilizando o índice de dissimilaridade de Jaccard. Por fim, para avaliar a variação da diversidade de espécies em cada categoria de paisagem, foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) e o índice de equitabilidade de Pielou (J), considerando, para tanto, apenas os pontos amostrais para os quais a abundância de indivíduos estava disponível (Pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 8).

Para verificar possíveis correlações entre a distância dos pontos amostrais em relação da nascente e a abundância total de indivíduos amostrados, foi realizada uma análise de regressão linear. As análises foram realizadas utilizando os programas Microsoft Excel (Pacote Microsoft Office 2016) e R (R Core Team, 2017).

Resultados

Na coleta de 2017, foram capturadas apenas três espécies de peixes: *Deuterodon singularis* (lambari), *Geophagus brasiliensis* (cará) e *Phallocerus harpagus* (barrigudinho) (Figura 3, Tabela 2). Além das espécies efetivamente capturadas, foi feito registro visual de um exemplar de *Hoplias malabaricus* (traíra) no Ponto 7 e de um cardume de barrigudinhos no Ponto 6, sendo estes dados incluídos nas análises de riqueza e composição da ictiofauna. Considerando os dados pretéritos, foram contabilizadas um total de oito espécies, sendo *Hyphenossobrycon* sp. (lambari), *Poecilia vivipara* (barrigudinho), *Jenynsia multidentata* (peixe) e *Dormitator maculatos* (peixe-amoré) espécies capturadas exclusivamente na amostragem de 2013 (Tabela 2).

Tabela 2. Riqueza de espécies de peixes capturadas em diferentes porções do riacho Sangradouro, Florianópolis-SC. Pontos 1, 3, 5 e 8 amostrados em 2013 (Batilani-Filho et al, 2014). Pontos 2, 4, 6 e 7 (destacados em negrito) amostrados em 2017

Espécies	Nome popular	Ponto amostral							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Characiformes									
Characidae									
<i>Deuterodon singularis</i>	lambari	x	x	x	x	x			x
<i>Hyphenossobrycon</i> sp.	lambari	x		x		x			x
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra					x		x	
Cyprinodontiformes									
Poeciliidae									
<i>Phalloceros harpagos</i>	barrigudinho	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Poecilia vivipara</i>	barrigudinho	x				x			x
Anablepidae									
<i>Jenynsia multidentata</i>	peixe	x							
Perciformes									
Cichlidae									
<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	x	x						
Eleotridae									
<i>Dormitator maculatos</i>	peixe-amoré								x
Riqueza		6	3	3	2	5	1	2	5

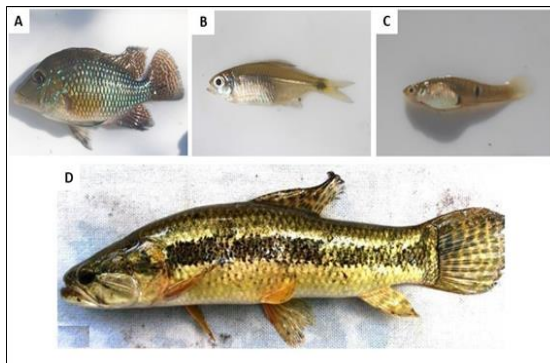


Figura 3. Espécies amostradas no riacho Sangradouro, Florianópolis-SC, no ano de 2017. A. *Deuterodon singularis*. B. *Geophagus brasiliensis*. C. *Phalloceros harpagos*. D. *Hoplias malabaricus* (D: foto de Lucas Nunes)

As análises não evidenciaram diferenças significativas na riqueza e composição de espécies em relação às diferentes categorias de paisagem ($F_{2,5} = 1,808$; $P = 0,14$) e presença de mata sobre o leito do riacho ($F_{1,6} = 1,535$; $P = 0,252$). Da mesma forma, não foi observada variação significativa na composição de espécies em relação a presença de mata nas margens do riacho, apesar de esta análise ter demonstrado uma maior relação entre estas variáveis ($F_{1,6} = 1,694$; $P = 0,135$).

A análise de similaridade demonstrou não haver um agrupamento dos pontos amostrais como previsto pela hipótese inicial (Figura 4). Os resultados indicam também uma maior diversidade e homogeneidade na distribuição das espécies em ambientes naturais (Tabela 3) e a ausência de relação significativa entre a abundância total dos indivíduos e distância da nascente do riacho Sangradouro ($R^2 = 0,008$; $F_{1,4} = 0,034$; $P = 0,862$).

Tabela 3. Parâmetros de diversidade biológica da ictiofauna no riacho Sangradouro, Florianópolis-SC, em diferentes categorias de paisagem (S=riqueza total de espécies, H=índice de diversidade de Shannon-Winner, J=índice de equitabilidade de Pielou, N=abundância de indivíduos)

Categoria de paisagem	N amostras	S	H	J	N
Área natural	2	7	0,856	0,617	406
Área de pasto	2	3	0,417	0,300	145
Área urbana	4	5	0,321	0,231	104

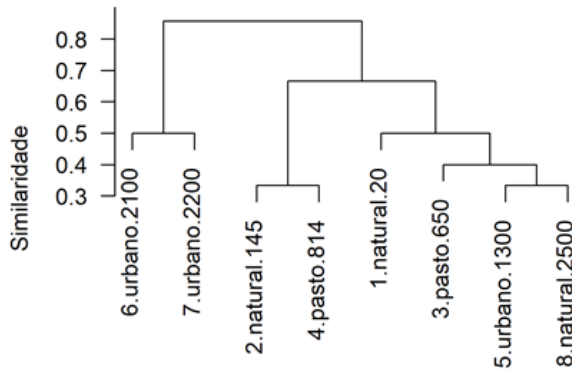


Figura 4: Composição de espécies (presença/ausência dos diferentes grupos taxonômicos) em relação aos diferentes pontos amostrados no riacho Sangradouro. Categorias de paisagem (área natural, área de pasto e área urbana) e distância da nascente (em metros) são apresentados para cada ponto amostral (Pontos 1 a 8).

Discussão

Ao longo do riacho Sangradouro, foram observados ambientes com diferentes graus de perturbação, mesmo em áreas próximas ao PMLP. No entanto, os resultados revelam um quadro de homogeneidade nestes ambientes, com pouca variação na riqueza e na composição da comunidade de peixes ao longo do riacho. Os resultados não corroboram nossas hipóteses iniciais, de que a riqueza de espécies de peixes do riacho estaria diretamente relacionada à integridade da vegetação ripária; e que porções do riacho localizadas em áreas mais preservadas abrigariam uma maior diversidade de peixes.

Este cenário pode estar relacionado à escala utilizada no estudo: apesar da categorização espacial da paisagem, feita com base em imagens de satélite, considerar como áreas naturais as regiões mais próximas ao parque (pontos 1 e 2), observamos *in loco* que estes locais já apresentam impactos visíveis (*i.e.* degradação da mata ciliar, implementação de barramento para captação de água, vestígios de pesca e introdução de espécies exóticas e/ou domésticas, etc.). Da mesma forma, em ambientes classificados nas imagens aéreas como altamente perturbados (áreas

urbanas), observamos a ocorrência de comunidades aquáticas relativamente bem estruturadas.

Em geral, a dinâmica dos processos ecológicos, que coordenam e estruturam as comunidades aquáticas, pode variar de maneira distinta em resposta a fatores ambientais relacionados à grande escala e à escala local (Allan, 2004). A temperatura da água, por exemplo, é influenciada diretamente pelo sombreamento da vegetação ripária, sendo este fator controlado por processos que ocorrem a poucos metros do curso do riacho (Quinn et al., 2001). Por outro lado, a disponibilidade de nutrientes na água pode ser afetada pelo aporte de sedimentos e serapilheira distantes do curso d'água. Durante eventos de chuva intensa, esses elementos podem ser carreados por longas distâncias e acabam sendo depositados no riacho (Allan, 2004).

Nossos resultados evidenciam isso quando observamos a influência da presença da mata nas margens do riacho sobre a riqueza de espécies de peixes. Apesar de os resultados não mostrarem variação significativa, a presença da mata foi a variável utilizada que apresentou melhor ajuste nos modelos para explicar a variação da riqueza de espécies de peixes do riacho. Isso indica que esta variação na riqueza de peixes seria melhor observada se fosse considerada uma escala de micro-habitat ao invés da categorização da paisagem em larga escala. Neste caso, além da temperatura da água, a presença da vegetação próxima ao leito do riacho influencia diretamente na estruturação das comunidades de peixes, principalmente através da disponibilização de recursos alimentares alóctones (invertebrados terrestres, frutos, sementes, etc.), ampliação da complexidade dos habitats, disponibilidade de abrigo, desenvolvimento de redes tróficas mais complexas, controle da vazão e manutenção da qualidade da água através da filtragem de substâncias que chegam ao rio (Barrella et al., 2001; Oyakawa et al., 2006).

A análise de similaridade mostrou um agrupamento das espécies que também evidencia este cenário: no dendrograma (Figura 4), os pontos 1 e 8, apesar de estarem inseridos em áreas consideradas naturais, foram agrupados com pontos localizados em áreas perturbadas. É importante destacar que os pontos 1 e 8 estão localizados nos limites de transição com áreas perturbadas (área de pasto e área urbana, respectivamente) e esta proximidade parece influenciar nos processos ecológicos destes ambientes. Mais uma vez, acreditamos que este padrão não pôde

ser detectado em função da escala de categorização da paisagem utilizada, sendo que uma análise em menor escala possivelmente facilitaria a observação destas relações.

Aparentemente, o micro-habitat determina a estruturação das comunidades de peixes no ambiente estudado. Segundo Rincón (1999), em riachos, a escala local ou micro-habitat apresenta pelo menos quatro características relevantes para a fauna de peixes, sendo elas: a profundidade, a velocidade da corrente, a composição do substrato e a cobertura da vegetação ripária sobre o leito. Da mesma forma, em estudo realizado em riachos da região amazônica, Mendonça et al (2005) observaram que características locais da porção do riacho estudada, como a largura, profundidade, velocidade da corrente e qualidade físico-química da água, influenciam diretamente na estrutura e composição da fauna de peixes.

No presente estudo, apenas a cobertura vegetal nos trechos estudados poderia ser considerada um fator em escala local. A ausência de variação da riqueza de espécies de peixes ao longo do riacho é, então, um forte indicativo da necessidade da realização de trabalhos futuros em uma escala espacial menor, considerando fatores ambientais ao nível de micro-habitat. Estes estudos certamente permitirão a recategorização das paisagens naturais nas áreas de entorno da microbacia, considerando também a capacidade de resiliência das áreas consideradas perturbadas.

Por fim, mesmo com este aparente cenário de homogeneidade ambiental, onde a microbacia parece possuir riqueza de peixes similar em toda a sua extensão, não se pode desconsiderar a importância das áreas naturais próximas ao PMLP para a conservação dos recursos naturais. Isto fica evidente quando se observam os valores dos índices de diversidade biológica (Shannon-Wiener e Pielou) mais elevados nas áreas naturais em relação às áreas perturbadas, demonstrando que, apesar da boa capacidade de resiliência observada em todo o riacho, as comunidades bióticas permanecem melhor estruturadas nas áreas mais conservadas.

Referências

- Allan J. (2004) Landscaps and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **35**, 257–84.
- Barrella W., Junior M.P.L., Smith W.S., & Montag L.F. (2001) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Edusp. Fapesp. São Paulo.
- Batilani-Filho M., Romeu B., Batista M., Becker E., Nunes L., & Segal B. (2014) Composição da ictiofauna em um gradiente de perturbação ao longo de um riacho costeiro. *Ecologia de campo: Abordagens no mar, na terra e em águas continentais* (ed. by M. Batilani-Filho, L. Zanette-Silva, B. Segal, and M.I.M. Hernández) UFSC, Florianópolis. 270p.
- Brentano D., Zignani I., Lastrucci N.S., Alves V., Carvalho V.F., & Pires J. (2015) Análise da paisagem para determinação de estações de amostragem limnológica em gradiente antrópico. *Ecologia de campo: Do ambiente à comunidade* (ed. by L. Faroni-Perez, D. Brentano, B. Segal, and M. Hernández) UFSC, Florianópolis. 266p.
- Buckup P.A., Menezes N., & Ghazzi M.S. (2007) *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 195 p.
- Froese R., Winker H., Gascuel D., Sumaila U.R., & Pauly D. (2016) Minimizing the impact of fishing. *Fish and Fisheries*, **17**, 785–802.
- Mendonça F.P., Magnusson W.E., & Zuanon J. (2005) Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, **4**, 751–764.
- Oliveira H.A. de (2013) *Análise do uso e ocupação do solo das margens de um reservatório e a sua influência na qualidade da água*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil. 270 p.
- Oyakawa O.T., Akama A., Mautari K.C., & Nolasco J.C. (2006) *Peixes de Riachos da Mata Atlântica nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo*. Editora Neotropica, São Paulo. 201 p.

- Quinn J.M., Brown P.M., Boyce W., Mackay S., Taylor A., & Fenton T. (2001) Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, **37**, 1509–1515.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rincón P. A. (1999) Uso do micro-hábitat em peixes de riacho: Métodos e perspectivas. *Ecologia de peixes de riacho* (ed. by E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto) Série Oecologia Brasiliensis. Computer & Publish. v.6, Rio de Janeiro. 260 p.
- Shibatta O. A., Orsi M. L. & Bennemann S. T. (2006) Os peixes do Parque Estadual Mata do Godoy *Ecologia do Parque Estadual Mata do Godoy* (ed by J.M. Torezan) Ed. Itedes, Londrina. 169p.
- Vieira D.B. & Akio Shibatta O. (2007) Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, **7**, 57-64.

Riqueza e abundância de insetos indutores de galhas em ambientes xéricos e méxicos na Lagoa do Peri, SC, Brasil

Campos, L.L.F.; Teixeira, C.R.; Nunes, L.T.; Gouvea, L.P.; Sarmiento-Garcés, R.

Introdução

As galhas são modificações patológicas nos tecidos vegetais provocadas pelo desenvolvimento de diferentes organismos endoparasitas (Fernandes & Price, 1988). O desenvolvimento de galhas em plantas tem sido uma estratégia adaptativa de muitos insetos no estágio larval ou pupal, a fim de obter recursos alimentares e/ou proteção contra predadores (Gonçalves-alvim & Fernandes, 2001).

Segundo Fernandes & Price (1988) a vegetação pode mediar o efeito do estresse abiótico (i.e., deficiência de água e de nutrientes essenciais no solo) e aumentar a riqueza de insetos indutores de galhas. Em ambientes ditos xéricos ou estressados nutricionalmente, as plantas desenvolveriam mecanismos de tolerância à menor disponibilidade de nutrientes (i.e armazenamento de lipídios, carboidratos e baixa produção de proteínas (Monteiro et al., 2004), tornando-se mais esclerófilas. Plantas esclerófilas caracterizam-se pela presença de folhas coriáceas e alta concentração de compostos de defesa nos tecidos (Fernandes & Price, 1988). Tais características seriam responsáveis pelo sucesso evolutivo de insetos galhadores nessas plantas, onde a ação de predadores e patógenos sobre os insetos indutores de galhas é menos eficaz, uma vez que essas plantas sintetizam mais produtos químicos defensivos e a combinação de folhas menos nutritivas, mais coriáceas e defesas aumentadas tornam essas plantas particularmente menos vulneráveis à herbivoria, favorecendo o sucesso na indução de galhas (Fernandes & Price, 1988, 1992; Figliolia et al., 1993; Price et al., 1998).

Neste estudo, testamos a hipótese do estresse nutricional proposta por Fernandes & Price (1988). Tal hipótese prevê que a riqueza e abundância de insetos indutores de galhas são maiores em habitats secos e geralmente cobertos por vegetação esclerófila, com folhas de alto conteúdo de compostos fenólicos e baixos teores de nutrientes, já que se acredita que plantas com tais características

apresentem maior tolerância ao estresse hídrico e maior defesa contra patógenos. Portanto, por apresentarem áreas de restinga e solo arenoso, os ambientes xéricos da Lagoa do Peri apresentariam maior riqueza de insetos indutores de galhas quando comparado a ambientes méxicos ou mais úmidos.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal Lagoa do Peri, localizado na porção Sul da Ilha de Santa Catarina. As porções norte, sul e oeste do parque possuem vegetação predominante característica de floresta ombrófila densa, sendo a porção leste encoberta por restinga (sofrendo influência do Oceano Atlântico – praia da armação) (Cardoso et al., 2008). A área de restinga é caracterizada por solo arenoso e vegetação esclerofila; enquanto a porção que apresenta mata (ambiente méxico) apresenta solo coberto por serrapilheira e árvores com dossel acima de 20 m. A presença de mata, restinga e a consequente influência da lagoa e mar sobre eles cria um gradiente entre ambiente méxico e xérico nas adjacências da Lagoa do Peri.

Coleta de dados

Foram realizadas cinco parcelas em cada área (ambientes méxicos e xérico) com tamanhos variando entre 80 e 150 metros quadrados, distantes 50 metros uma da outra. Em cada parcela, cinco arbustos (árvores de no máximo um metro de altura) foram amostrados através de busca ativa por folhas que continham galhas. As folhas com galhas foram coletadas e triadas em lupa para a caracterização da riqueza de morfotipos e número de indivíduos por morfotipo.

Análise de dados

Para verificar se a riqueza e abundância de galhas variavam entre ambientes xéricos e méxicos foi utilizado o teste t de Student e boxplot para avaliar a dispersão dos dados. As análises foram realizadas no software R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram registradas nos dois ambientes (xérico e méxico) 553 galhas pertencentes a sete morfotipos. O morfotipo sp.1 foi o mais abundante com 374 indivíduos, seguido pelo sp.3 e sp.2 com 77 e 73 galhas, respectivamente. O teste t não detectou diferença significativa tanto para a abundância ($t_8 = -0,095$; $P = 0,927$) quanto para o número de morfotipos ($t_8 = 0,283$; $P = 0,784$), indicando que para as duas medidas a média do ambiente xérico não difere quando comparada ao ambiente méxico (Figura 1).

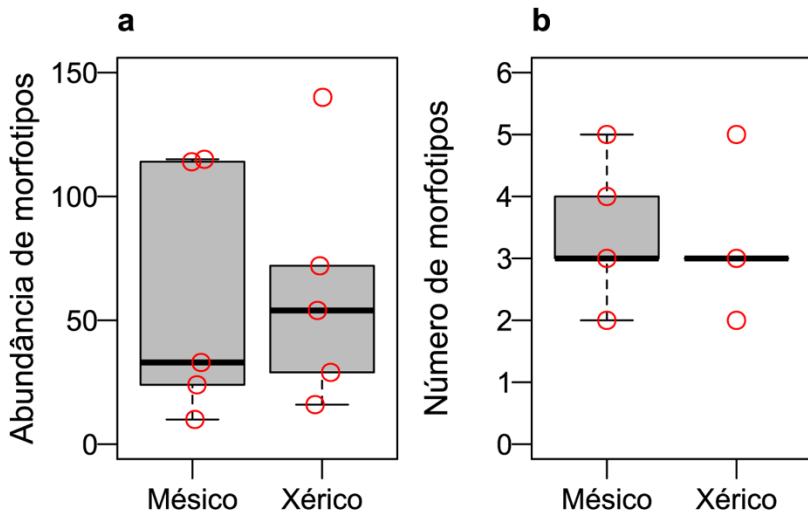


Figura 1. Variação da abundância e riqueza de morfotipos nos ambientes méxico e xérico. Círculos indicam os valores observados.

Discussão

O presente estudo demonstra que não há diferença na abundância e riqueza de insetos galhadores entre os ambientes xérico e méxico na Lagoa do Peri. Segundo Fernandes & Price (1988), habitats méxicos tendem a possuir maior número de árvores e diferentes fenologias e mesmo assim apresentam menor riqueza e abundância de insetos galhadores, o que se opõem ao proposto por Lawton &

Schroder (1977) que prediz maior riqueza de insetos galhadores em plantas com maior complexidade estrutural encontradas nos ambientes méxicos. De acordo com Kageyama & Piña-Rodrigues (1993) fatores como a temperatura do solo, disponibilidade de água e fertilidade podem afetar e modificar vias metabólicas das plantas. Sendo assim, o padrão encontrado no presente estudo poderia ser explicado por outros fatores e exigiria a análise do estado fisiológico e fenológico dos arbustos. As principais sugestões para explicar como ocorrem essas diferenças dependem geralmente de determinantes locais, como gênero de planta (Boecklen & Hoffman, 1993), se a planta é ou não esclerófila (Fernandes & Price, 1988) e o estresse hídrico (Waring & Price, 1990). Entretanto, um desafio enfrentado pelos pesquisadores nessa área de conhecimento é distinguir o determinante real dos padrões, entre uma variedade de possíveis variáveis interdependentes. Este é um passo vital ao propor hipóteses sobre mecanismos subjacentes a esses padrões. Portanto, o presente estudo não confirmou que há um aumento do número de galhas em ambientes com maior estresse ambiental (conforme proposto por Fernandes & Price, 1988). Entretanto, coleta de outras variáveis que expliquem a complexidade das plantas (i.e. número de galhos, folhas e dureza), fisiologia e metabolismo poderiam reforçar os resultados encontrados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Dr. Selvino Neckel de Oliveira pela orientação, ajuda na triagem e correção do manuscrito.

Referências

- Boecklen W.J. & Hoffman M.T. (1993) Sex-biased herbivory in ephedra trifurca: The importance of sex-by-environment interactions. *Oecologia*, **96**, 49–55.
- Cardoso F. da S., Pereira G., Agudo-Padrón A., Nascimento C. do, & Abdalla A. (2008) Análise do uso e ocupação da terra na bacia da lagoa do Peri Florianópolis (SC). *Caminhos de geografia*, **9**, 201–213.
- Fernandes G.W. & Price P.W. (1988) Biogeographical gradients in galling species richness - Tests of hypotheses. *Oecologia*, **76**, 161–167.

- Fernandes G.W. & Price P.W. (1992) The adaptive significance of insect gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia*, **90**, 14–20.
- Kageyama P.Y., Piña Rodrigues F.C.M., & Aguiar I.B. de (1993) Fatores que afetam a produção de sementes. *Sementes Florestais Tropicais* (ed., Aguiar, I.B., Piña-Rodrigues F.C.M. and Figliolia, M.B). Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes, Brasília.
- Gonçalves-alvim S.J. & Fernandes G.W. (2001) Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 79–98.
- Kageyama P. & Piña-Rodrigues F. (1993) Fatores que afetam a produção de sementes. *Sementes florestais tropicais. ABRATES, Brasília*, 19–46.
- Lawton J. & Schroder D. (1977) Effects of plant type, size of geographical range and taxonomic isolation on number of insect species associated with british plants. *Nature*, **265**, 137.
- Monteiro R.F., Oda R.A.M., Narahara K.L., Constantino P. de A.L., Rocha C.F.D. da, Esteves F. de A., & Scarano F.R. (2004) Galhas: diversidade, especificidade e distribuição. *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba. Ecologia, História Natural e Conservação*. (ed., Rocha, C.F.D.; Esteves, F. A; Scarano, F. R.) RiMa Editora, São Carlos, 127–142.
- Price P.W., Fernandes G.W., Lara A.C.F., Brawn J., Barrios H., Wright M.G., Ribeiro S.P., & Rothcliff N. (1998) Global patterns in local number of insect galling species. *Journal of Biogeography*, **25**, 581–591.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Waring G.L. & Price P.W. (1990) Plant water stress and gall formation (cecidomyiidae: Asphondylia spp.) on creosote bush. *Ecological Entomology*, **15**, 87–95.

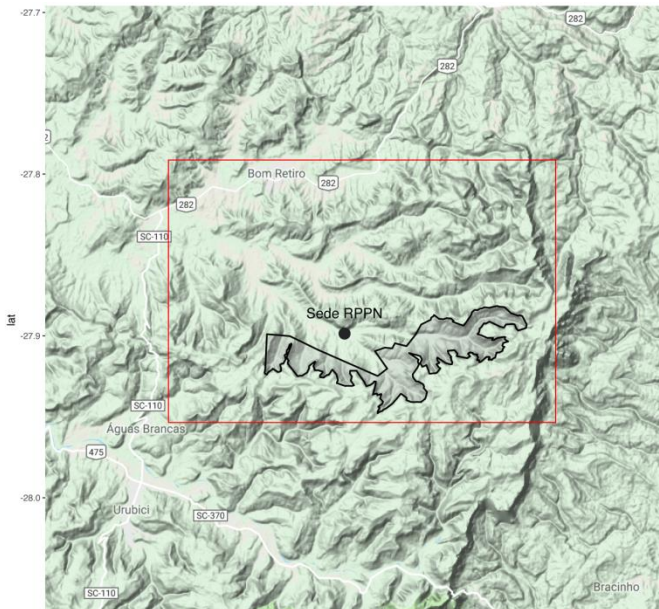
AMBIENTES MONTANOS



Foto por Lucas Nunes Teixeira.

Área de estudo: Fazenda Reunidas Campo Novo e entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural Grande Floresta das Araucárias

A Grande Floresta das Araucárias é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) com o importante papel de conservar remanescentes de florestas com araucária. A RPPN foi criada em 28 setembro de 2011, portaria Nº 78, publicada no Diário Oficial da União, páginas 100-101. A RPPN está situada na Serra Catarinense, no município de Bom Retiro. A RPPN é de propriedade da Fazenda Reunidas Campo Novo, e tem uma área protegida de 4.018,77 há. Os resultados das práticas em Ecologia, apresentadas neste livro, foram realizadas no entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias.



Localização da sede da Fazenda Reunidas Campo Novo e a poligonal da RPPN Grande Floresta das Araucárias

Caraterísticas ambientais: Solos, Hidrografia e Clima

O município de Bom Retiro está inserido na Serra Catarinense, sobre a Bacia Sedimentar do Paraná. Esta região caracteriza-se por apresentar rochas sedimentares e vulcânicas cuja idade varia entre o Siluriano e o Cretáceo (443,8 – 145,5 M.A.). Quanto aos solos da região, existe uma ampla variação, destacada pela forte associação entre a cobertura vegetal e de relevo (Rocha & Marimon 2014). Os Cambissolos Álicos, de textura argilosa, predominam em relevos ondulados, ao passo que os Solos litólicos Distróficos, de textura média, ocorrem onde o relevo é montanhoso (substrato arenito); Solos Podzólicos Vermelho-Amarelo Álicos, de textura média/argilosa, predominam em relevo ondulado, sendo que todas estas associações são comuns em vegetação de floresta subtropical perenifólia (Rocha & Marimon 2014).

A paisagem do município de Bom Retiro é predominantemente de um relevo acidentado, com altitudes variando de 400 a 1800 metros. A grande variedade de declividades do terreno, com trechos ondulados a escarpados, faz com que os rios da região sejam predominantemente sinuosos (Santa Catarina 1986). A variação de declividades também influencia no surgimento de habitats aquáticos distintos, desde remansos com maior profundidade à trechos corredeiras quedas d'água (Santa Catarina 1986). Como consequência, os ambientes aquáticos da região podem apresentar comunidades aquáticas adaptadas a ambientes lêntico e lóticos. Na fazenda Reunidas Campo Novo os riachos são de segunda e terceira ordem pertencentes a bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas.

Os estudos apresentados neste livro foram realizados em torno de 800 m acima do nível do mar, e nesta altitude o clima é denominado mesotérmico úmido com verão fresco (Nimer 1989) e Cfb segundo a classificação de Köppen. A região apresenta uma temperatura média de 13°C, onde a pluviosidade é equilibrada durante o ano. A média de chuvas na região é de 1600 mm/ano-1, variando entre 82-178 mm mensalmente. A amplitude térmica anual varia de 10-17° C. Os dados climáticos têm origem das normais climatológicas (1961-1990) da estação

climatológica São Joaquim – INPE. Eventos de geada são comuns na região e são potencializados por ondas de frio que atuam no sul do Brasil (Alves *et al.* 2017).



Riacho na Fazenda Reunidas Campo Novo, entorno do RPPN Grande Florestas das Araucárias. Foto: Giulia Burle Costa.

Vegetação

A formação vegetal na região onde os estudos foram conduzidos é denominada como Floresta Ombrófila Mista, fazendo parte do domínio da Mata Atlântica (Brasil 2006). A Floresta Ombrófila Mista, sendo o resultado da combinação plantas de ambientes tropicais e temperados (Fontoura *et al.* 2006). Além disso, a Floresta Ombrófila Mista pode ocorrer em extensas formações contínuas ou em um mosaico intercalada com campos naturais nos planaltos do sul do Brasil (Rambo 1956). A *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) é a espécie marcante desta formação, conhecida popularmente por araucária ou pinheiro-brasileiro. A araucária se destaca na paisagem da Floresta Ombrófila Mista imprimindo o aspecto fisionômico desta formação (Klein 1960). No interior da mata, sub-bosque, a *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae) é uma espécie que se destaca. Conhecida popularmente com xaxim, uma samambaia arborescente (monilófita/pteridófita), tem grande importância ecológica, por servir de substrato

para muitas espécies de epífitas, algumas de ocorrência exclusiva (Fraga et al. 2008). A araucária e o xaxim atualmente são listadas como ameaçadas de extinção, categoria “Em Perigo”, segundo a Portaria Nº 443, publicada no Diário Oficial da União em 17 de dezembro de 2014.



Interface de campo e florestas no entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias. Foto: Brisa Marciniak de Souza.

A paisagem da RPPN e principais impactos antrópicos

As paisagens da serra do Estado de Santa Catarina são constituídas por uma mosaico de usos antrópicos e formações vegetais. Dentre as atividades de origem antrópica pode-se destacar extrativismo madeireiro, agricultura, silvicultura e pecuária. Na região de estudo as florestas foram intensamente exploradas para a extração de madeira, alternando para a agricultura, pastoreio e silvicultura (Sonego et al. 2007). O entorno da RPPN é intenso e marcante a paisagem o cultivo de *Pinus*

sp., sendo estes manejados ente 2012-2013 e atualmente estas áreas estão em regeneração natural. A modificação da paisagem na Serra Catarinense é um fato perceptível, e em 2006, em função da expansão das fronteiras agrícolas, o status de conservação da araucária foi modificado de “vulnerável” para “em perigo crítico de extinção” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (Thomas 2013).

O manejo pode moldar as paisagens, tendo implicações importantes nos padrões de diversidade e nos processos ecológicos (McKey et al. 2010). Dentre as atividades desempenhadas na região podemos destacar o gado, que pode afetar drasticamente fitofisionomias de florestas e campos via herbivoria e pisoteio (Wilson 1994, Fontoura et al. 2006, Sampaio & Guarino 2007, IBGE 2012, da Silva et al. 2012). Nestes mosaicos da paisagem barreiras físicas podem definir uma intensidade de impacto do pastejo sobre a vegetação nativa (Mattos 2011). Na área de entorno da RPPN, observou-se locais em que a vegetação ripária foi suprimida, possivelmente devido à altas densidades de gado bovino, o que intensifica processos erosivos e assoreamento de riachos.

Referências

- Alves M., Brito S.R., Boligon M.R., Elvino F.B. (2017) The Influence of the Antarctic Oscillation (AAO) on Cold Waves and Occurrence of Frosts in the State of Santa Catarina, Brazil. *Climate*, 5, 17-30.
- Brasil. Lei Federal n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm >
- Fontoura S.B., Ganade G., & Larocca J. (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 29, 79–91.
- Fraga L.L., da Silva L.B., & Schmitt J.L. (2008) Composição e distribuição vertical de pteridófitas epifíticas sobre *Dicksonia sellowiana* Hook (Dicksoniaceae), em floresta ombrófila mista no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 8, 123–129.
- IBGE (1992) Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

- Klein R.M. (1960) O aspecto dinâmico do Pinheiro Brasileiro. *Sellowia*, 12, 17–44.
- Koch Z. & Corrêa M.C. (2010) Araucária: A Floresta do Brasil Meridional. Curitiba: Editora Olhar Brasileiro.
- Mattos A.G. (2011) Caracterização das práticas de manejo e das populações de ervamate (*Ilex paraguariensis* A. Sant. Hil) nativa em exploração no planalto norte catarinense. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- McKey D., Rostain S., Iriarte J., Glaser B., Birk J.J., Holst I., & Renard D. (2010) Pre-Columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 7823–7828.
- Nimer E. (1979) Climatologia do Brasil. Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente
- Rambo S.J.B. (1954) A Fisionomia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora Unisinos.
- Rocha I. de O. & Marimon M.P.C. (2014) Diagnóstico socioambiental e proposições de planejamento territorial: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina). Florianópolis: Editora UDESC.
- Sampaio M.B. & Guarino E. de S.G. (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, 31, 1035–1046.
- Santa Catarina (1986) Atlas de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro: Aero foto Cruzeiro do Sul.
- da Silva A.C., Higuchi P., de Aguiar M.D., Negrini M., Neto J.F., & Hess A.F. (2012) Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista montana secundária em Lages, Santa Catarina. *Ciência Florestal*, 22, 193–206.
- Sonego R.C., Backes A., & Souza A.F. (2007) Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. *Acta Botanica Brasilica*, 21, 943–955.

Wilson H.D. (1994) Regeneration of Native Forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, 32, 373–383.

A influência do gado na riqueza de macrofungos associados à madeira

Sarmiento-Garcés, R; Campos, L. L. F.; Gouvêa, L. P.; Nunes, L. T.; Teixeira, C. R.; Dreschsler-Santos, E. R.

Introdução

O Reino Fungi é um dos grupos mais diversos e com seus representantes encontrados tanto em habitats terrestres, quanto aquáticos (Carlile et al., 2001). Dentre as espécies já descritas, a maioria dos organismos estão classificados em Basidiomycota e Ascomycota, que podem apresentar espécies microscópicas ou macroscópicas (Carlile et al., 2001).

Os fungos são organismos heterótrofos classificados em sapróbios ou simbioses, tanto como parasitas ou mutualistas (Lodge et al., 2004). Dentre os sapróbios, que utilizam matéria orgânica para obter energia, os fungos ditos saprófitos utilizam a madeira como substrato de fixação e fonte de nutrientes. Dessa forma, a riqueza de fungos presentes no ambiente pode ser associada à diversidade de espécies vegetais e à disponibilidade de diferentes tipos de substrato vegetal como troncos, galhos e raízes (Lodge et al., 2004). Porém, a distribuição de espécies vegetais pode ser influenciada por fatores como a presença e manejo do gado, que moldam a paisagem e geram implicações importantes nos padrões de diversidade e processos ecológicos.

De maneira geral, o impacto do gado na vegetação pode ocorrer de três formas: pelo pisoteamento e compactação do solo e substrato em áreas florestais; pelo consumo de plantas e plântulas, no qual o gado pode modificar a composição de espécies vegetais presentes; e da quebra de plantas pela movimentação dos animais no local (Wilson, 1994; Sampaio & Guarino, 2007).

Vários estudos têm demonstrado que a diminuição na diversidade de organismos saprófitos é devido à redução do volume e variedade de madeira morta disponíveis na floresta (Bader et al., 1995; Abrego-Antia et al., 2013). Mesmo assim, a comunidade fúngica pode variar ainda de acordo com diâmetro e estado de decomposição do resto lenhoso (Abrego & Salcedo, 2011). Assim, neste estudo

objetivamos responder as seguintes perguntas: (1) A presença do gado influencia na riqueza de espécies de fungos associados à madeira? A nossa hipótese é de que a área com menor intensidade de uso de gado (menor pisoteio) apresenta maior variedade e número de substratos disponíveis favorecendo uma maior riqueza de espécies fúngicas. (2) Qual variável (tipo, posição, desfecho, estágio de decomposição e diâmetro do substrato) melhor explicaria a riqueza de fungos associados à madeira? A nossa hipótese é de que áreas de menor pastejo apresentam substratos maiores e em estágio avançado de decomposição, favorecendo maior riqueza de macrofungos saprófitos.

Material e métodos

Área de estudo e amostragem

Os dados foram coletados em duas áreas de floresta com diferentes intensidades de uso pelo gado, localizadas na Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, Santa Catarina. Uma das áreas é sujeita a pastejo intensivo pelo gado bovino e uma área com pouca intensidade de pastejo. Em cada área amostrada foram selecionadas cinco parcelas de 10 × 10 m em sentido norte-sul e distantes 10 m uma da outra. Em cada parcela foram definidas cinco subparcelas de 1 × 1 m selecionadas aleatoriamente (Figuras 1 e 2) e amostradas através de busca ativa de fungos em substratos lenhosos. Dentro de cada subparcela também foram quantificados os substratos com presença e ausência de fungos. Além da quantidade de substrato e da quantidade de fungos, foi medida a cobertura do dossel de cada parcela por meio de um densiômetro esférico.

Coleta de dados

Os substratos foram caracterizados de acordo com a seguinte classificação: 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. O diâmetro mínimo do substrato considerado neste estudo foi de cinco centímetros. Os macrofungos presentes nas subparcelas foram identificados em campo quando possível, e quando necessário foram coletados para identificação com auxílio de guias de espécies de macrofungos.

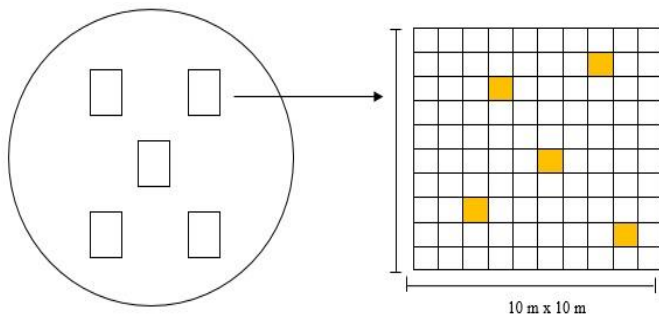


Figura 1. Desenho esquemático das parcelas e respectivas subparcelas amostradas em cada área (com maior e menor pastejo).

Análise de dados

Foi realizada uma regressão linear para avaliar se a disponibilidade de substrato influencia na riqueza de fungos, um teste-t para comparar a disponibilidade de substratos entre áreas com diferente intensidade de uso pelo gado e um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica para avaliar quais variáveis explanatórias (posição, desfecho, estágio, densidade e diâmetro) influenciam a riqueza total de fungos (variável resposta) em ambas áreas amostradas. Todas as análises foram realizadas no programa R versão 3.4.2 (R Core Team, 2017).



Figura 2. A) Demarcação das parcelas (10×10 m) e subparcelas (1×1 m) em ambas as áreas; B) busca ativa por macrofungos em substratos; C) medição da cobertura do dossel através de densiômetro esférico (Bartlesville); e D) coleta de exemplares de macrofungos encontrados em substratos.

Resultados

Foi registrado um total de 20 espécies pertencentes aos filos Ascomycota e Basidiomycota (Tabela 1), sendo a família Corticeaceae o táxon que apresentou maior número de espécies em ambas as áreas (oito espécies), seguida do gênero *Hypoxylon*, da família Xylariaceae, com cinco espécies.

Em relação a riqueza nas diferentes áreas, foi registrado um total de 13 espécies de fungos na área de menor pastejo e sete espécies na área de maior pastejo sendo que apenas o fungo Corticeaceae sp. 2 foi encontrado em ambas as áreas amostradas.

Tabela 1. Relação das espécies de macrofungos registradas nas áreas com intensidade distintas de uso de solo pelo gado. Não foram registrados macrofungos nas amostras P1, P3 (menor pisoteio) e P9 (maior pisoteio).

	Menor pisoteio			Maior pisoteio			
	P2	P4	P5	P6	P7	P8	P10
<i>Hypoxyton</i> sp. 1	1						
Corticeaceae sp. 1	1						
<i>Agaricales</i> sp.1			1				
Corticeaceae sp. 2		2	1			1	
Corticeaceae sp. 3		1	1				
<i>Hypoxyton</i> “amarelo”		1					
<i>Phellinus</i> sp.		1					
<i>Hypoxyton</i> “vermelho”					1		
Corticeaceae sp. 7						1	
Corticeaceae sp. 5		2					
<i>Xylaria</i> sp.		1					
Corticeaceae sp. 6				1			
Corticeaceae sp. 4		1					
<i>Hypoxyton</i> sp. 3							1
Corticeaceae sp. 8					1		
<i>Mycena</i> sp.		1					
<i>Hypoxyton</i> sp. 2		1					
<i>Lentinus crinitus</i>		1					
Xylariaceae sp. 5					1		

Em relação a riqueza de fungos e a disponibilidade de substratos, há uma relação na quantidade de substrato disponível com uma maior riqueza de espécies de fungos ($R^2 = 0,737$; $F_{1,8} = 22,378$; $P = 0,001$; Figura 3), com uma tendência de maior disponibilidade de substrato em áreas de menor pastejo.

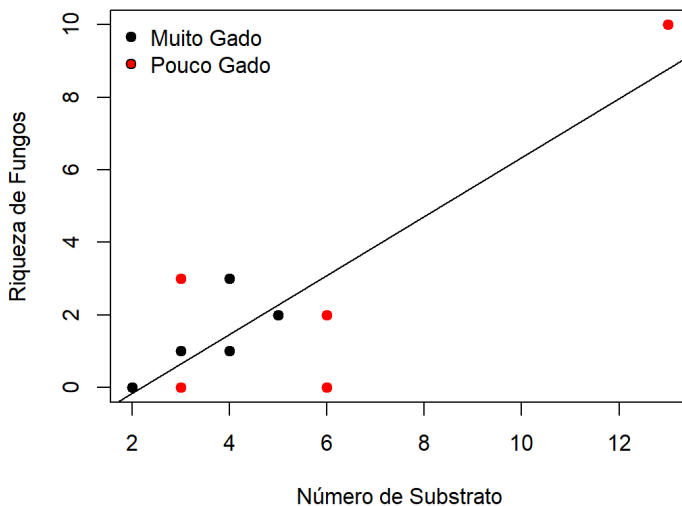


Figura 3. Correlação entre o número de substratos disponíveis em áreas com intensidade distintas de uso das áreas com gado e a riqueza de fungos.

Dentre os modelos testados, o mais parcimonioso segundo o critério de informação de Akaike (AIC = 130,72) é o que possui as variáveis diâmetro e estágio de decomposição do substrato (Tabela 2). Em relação à variável desfecho, o modelo linear generalizado não indicou diferenças, embora visualmente há um substancial aumento na riqueza de fungos em substrato morto (Figura 2A) e em estágio avançado de decomposição o qual também foi o substrato com maior disponibilidade (Figura 2B).

Tabela 2. Modelo mais parcimonioso segundo o critério de seleção de Akaike para a riqueza de espécies de fungos.

	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Intercepto	-0,312	0,158	-1,971	0,05
Diâmetro	-0,018	0,012	1,506	0,137
Estágio	0,299	0,067	4,41	< 0,001

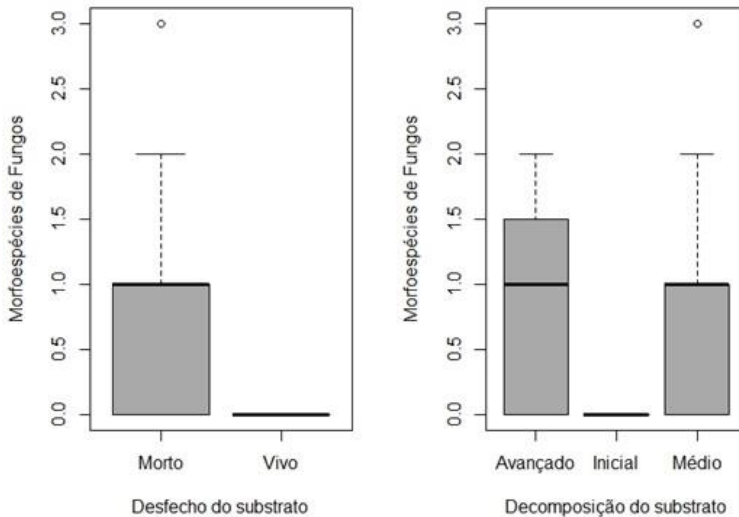


Figura 4. Diagrama de extremos e quartis (“boxplot”) da riqueza de espécies de fungos em relação ao A) desfecho (vivo ou morto) e B) estágio de decomposição (avançado, inicial e médio).

Discussão

Neste estudo, encontramos maior riqueza de espécies de fungos em áreas de menor intensidade de uso pelo gado. Este resultado pode ser explicado por dois fatores: a compactação e pisoteio do solo pelo gado diminuiria a disponibilidade de substratos e, conseqüentemente, forneceria menos sítios de fixação aos fungos; a movimentação e consumo de plantas e plântulas afetaria a abundância de espécies vegetais no local, afetando a riqueza de espécies de fungos. Vários estudos demonstraram uma diminuição na diversidade de organismos saprófitos por causa de uma redução no volume de madeira morta em florestas com uso intensivo do solo (Bader et al., 1995). A madeira morta constitui um dos fatores mais importantes para a preservação da biodiversidade em florestas temperadas e tropicais, funcionando como banco de carbono e habitat para muitas espécies (Abrego-Antia et al., 2013).

Além disso, as atividades pecuárias também podem ter um efeito sobre a diversidade de plantas presentes nos diferentes tipos de floresta e, por isso, na variedade de substratos para os fungos. Como se tem observado em diferentes estudos, a presença de vários tipos de madeira morta é essencial para a conservação de organismos saprófitos (Franklin et al., 1987; Abrego-Antia et al., 2013). Embora o volume de madeira morta é uma variável adequada como indicador da diversidade de espécies de fungos da madeira, essas espécies não só precisam de volumes suficientes de madeira, mas também podem ser especialistas em determinados tipos de substrato (Hottola et al., 2009; Abrego-Antia et al., 2013).

Em ambas as áreas, verificamos maior riqueza de macrofungos pertencentes à Basidiomycota, com dominância da família Corticiaceae, que podem atuar como parasitas e/ou saprófitas, degradando diferentes substratos de madeira (Borba Silva et al., 2015; Sylvéus et al., 2016). Esses apresentam ainda diferentes capacidades de degradação e, portanto, diferentes papéis nos ecossistemas. Portanto, uma maior quantidade e diversidade de substrato resultará em maior oferta de nichos para serem ocupados.

A maior riqueza de macrofungos foi observada em substrato morto, o que pode ser explicado pelas estratégias fisiológicas desenvolvidas pelas plantas vivas que dificultam a fixação e absorção de nutrientes pelos fungos. A produção de metabólitos secundários atua como um mecanismo de defesa visando a evitar predadores e parasitas, como é o caso de alguns fungos (Bader et al., 1995). Assim, substratos com maior grau de decomposição apresentaram uma maior riqueza de fungos, o que coincide com os apresentados por outros autores (Renvall, 1995; Borba Silva et al., 2015; Sylvéus et al., 2016). Ademais, alguns estudos têm revelado que a comunidade de fungos varia dependendo do estado de decomposição da madeira a qual pode ser a variável mais importante para compreender a estruturação da comunidade fúngica a uma escala local (Abrego & Salcedo, 2011; Abrego-Antia et al., 2013). Esta sucessão geralmente é muito especializada e em alguns casos a presença de uma espécie depende da anterior (Renvall, 1995). Características da madeira como umidade e temperatura se alteram em decorrência da atividade das espécies de fungos pioneiras, favorecendo a ocorrência de espécies tardias (Bader et al., 1995). Assim, estas variáveis se mostraram importantes na riqueza e diversidade de espécies de fungos saprófitos (Bader et al., 1995).

Este estudo permitiu constatar que existe uma relação indireta entre a presença de gado e a riqueza de fungos. Além disso, troncos mortos em um avançado estágio de decomposição propiciam maior diversidade de macrofungos saprófitos, embora outros estágios também possam contribuir para diversidade total.

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.
- Abrego-Antia N., Sarrionandia-Areitio E. & Salcedo-Larralde I. (2013) Efecto de la gestión forestal en los hongos saxícolas de los hayedos de Navarra. *VI Congreso Forestal Español*.
- Bader P., Jansson S., & Jonsson B.G. (1995) Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological conservation*, **72**, 355–362.
- Borba-Silva M.A., Drechsler-Santos E., & Robledo G.L. (2015) Community structure and functional diversity of polypores (Basidiomycota) in the Atlantic Forest of Santa Catarina State, Brazil. *Biotemas*, **28**, 1–11.
- Carlile M.J., Watkinson S.C., & Gooday G.W. (2001) *The fungi*. Gulf Professional Publishing.
- Franklin J.F., Shugart H.H., & Harmon M.E. (1987) Tree death as an ecological process. *BioScience*, **37**, 550–556.
- Sylvéus, A.; Schmidt, A.D.; Pinheiro-Silva, L.; Ludwinsky, R. H.; Hanazaki, N.; Dreschsler-Santos, E. R. (2016) 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. Freitas R.F., da Silva Machado A.M., Silva A.L.L. da, Silveira T.C.L., & Giehl E.L.H.), pp.179-189. Editora da UFSC, Florianópolis.
- Hottola J., Ovaskainen O., & Hanski I. (2009) A unified measure of the number, volume and diversity of dead trees and the response of fungal communities. *Journal of Ecology*, **97**, 1320–1328.

- Lodge D.J., Ammirati J.F., O'Dell T.E., Mueller G.M., Huhndorf S.M., Wang C.-J., Stokland J.N., Schmit J.P., Ryvarden L., & Leacock P.R. (2004) Terrestrial and lignicolous macrofungi. *Biodiversity of Fungi, Inventory and Monitoring Methods* (ed. Gregory M. Mueller, G.F. Bills, and M.S. Foster), pp. 127–158. Elsevier Academic Press, San Diego.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renvall P. (1995) Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, **35**, 1–51.
- Sampaio M.B. & Guarino E. de S.G. (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, **31**, 1035–1046.
- Wilson H.D. (1994) Regeneration of native forest on Hinewai reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, **32**, 373–383.

Riqueza e composição de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista com diferenças no uso pelo gado

Rupil, G.; Machado, M. X.; Burg Mayer, G.; Peres, L. M. C.; Roos, A. L.; Peroni, N.; Giehl, E. L. H.

Introdução

A composição da assembleia de plantas em um local é determinada pelas diferentes capacidades das plantas para enfrentar as condições do ambiente. Essa capacidade depende das diferenças na performance das espécies que é influenciada pela disponibilidade de recursos, competição, predação e condições ambientais. Além disso, a composição de assembleias depende de diferenças na disponibilidade de espécies, que resultam da disponibilidade de vetores para dispersão, conectividade e do banco de sementes, e da disponibilidade de locais adequados e que podem ser modificados pela intensidade e frequência de distúrbios (Pickett et al., 2005).

O distúrbio pode ser definido como qualquer evento discreto no tempo que perturbe a estrutura de ecossistemas, comunidades ou populações e altere a disponibilidade de recursos, substrato ou ambiente físico (White & Pickett, 1985). Distúrbios podem dar início a processos sucessionais. Estabilidade ou ausência de sucessão pode ocorrer quando distúrbios são muito raros ou pouco intensos, e o contrário quando distúrbios são frequentes ou severos. No caso de distúrbios muito raros, pode-se chegar a comunidades estáveis dominadas por espécies de vida longa, que substituem a si mesmas após distúrbios, ou espécies com ambas características. No caso de distúrbios frequentes, podem ser mantidas comunidades ruderais que raramente mudam de estágio sucessional, e no caso de distúrbios severos podem ser promovidas espécies tolerantes ao estresse, e a composição de espécies pouco muda ao longo do tempo (Walker & Moral, 2009).

Entretanto, o distúrbio também pode afetar positivamente a riqueza de comunidades. Muitas formas de distúrbio são componentes relevantes de sistemas naturais, sendo particularmente importantes na manutenção da biodiversidade em

comunidades ricas em espécies, como proposto na hipótese do distúrbio intermediário de Connell (1978).

Segundo esta hipótese, os distúrbios, ao abrirem espaço para colonização e disponibilizarem recursos, permitem uma coexistência entre espécies que são boas competidoras e espécies que são boas colonizadoras. Isto não seria possível num ambiente em equilíbrio, onde prevaleceriam as espécies com alta capacidade competitiva, que eliminariam as demais. Por outro lado, num ambiente com alta frequência ou intensidade de distúrbios prevaleceriam espécies pioneiras. Assim, frequências ou intensidades intermediárias de distúrbio gerariam um balanço ideal que permitiria a coexistência de um maior número de espécies (Connell, 1978).

A floresta com araucária ou Floresta Ombrófila Mista (FOM) é um ecossistema típico do sul do Brasil. No planalto norte de Santa Catarina, as paisagens são compostas por mosaicos de fragmentos florestais e áreas de cultivo e de pastagem em meio à FOM. Tais áreas são denominadas caívas, paisagens heterogêneas dentro de paisagens culturais onde ocorre uso da área para pastejo do gado e manejo florestal, como a extração de erva-mate e pinhão (Mello, 2013). Em caívas, o gado desempenha um importante papel na transformação da paisagem, removendo o estrato herbáceo ao se alimentar e pisotear estas áreas, mantendo o sub-bosque livre de espécies que podem interferir com as espécies de interesse. Além disso, consome frutas de diversas espécies, principalmente de mirtáceas, família que contribui significativamente na composição florística das caívas, sendo uma das espécies de maior riqueza específica, juntamente com Lauraceae e Aquifoliaceae (Mello & Peroni, 2015).

Assim, o objetivo deste trabalho é determinar se as diferenças na intensidade de uso pelo gado bovino afetam a composição taxonômica e diversidade da vegetação arbórea em caívas. Hipotetizamos que áreas de caívas com uso mais intensivo pelo gado apresentarão riqueza e composição diferentes de áreas onde a presença de gado é menos frequente. Paralelamente, foram caracterizadas as áreas e a fisionomia do terreno para detectar possíveis diferenças nas áreas consideradas.

Material e métodos

Área de estudo e coleta de dados

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Reunidas Campo Novo e áreas adjacentes à RPPN Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina. Foram selecionadas duas áreas na Floresta Ombrófila Mista de acordo com diferentes intensidades de uso do gado, sendo uma localizada na área de fazenda, com maior uso pelo gado ($27^{\circ} 54' 17.53''S$, $49^{\circ} 26' 1.79''O$). A segunda área foi selecionada na vegetação contígua à área florestal que compõem a RPPN ($27^{\circ} 54' 42.55''S$, $49^{\circ} 26' 34.14''O$), e que apresentam menor intensidade de uso pelo gado. O uso pelo gado foi ranqueado de um a cinco com base no pisoteio e fezes em cada parcela. Nenhuma parcela foi classificada como sem uso pelo gado.

Em cada área foram marcadas dez parcelas de 100 metros quadrados (10 x 10 m), orientadas ao longo de uma transeção sentido norte/sul e distanciadas dez metros entre si, totalizando cinco parcelas em cada área. Foram determinados cinco pontos em cada parcela, quatro situados a três metros de cada vértice em direção ao centro e um ponto central, onde foram medidas a inclinação, com um clinômetro, e altura da serapilheira, com uma régua de 30 cm colocada em contato com o solo. Foi considerado o valor médio dessas cinco medidas para cada parcela. A abertura de dossel foi medida com um densiômetro esférico (Bartlesville), a partir de cinco medidas em cada parcela. Essas foram dispostas em pontos sorteados aleatoriamente e posteriormente foi obtida a média para cada parcela. Dentro de cada parcela, foram contabilizadas e registradas as medidas de circunferência à altura do peito (CAP a 1,30 m) de todos os indivíduos arbóreos com pelo menos de 30 cm de CAP. Estes indivíduos foram marcados com plaquetas metálicas numeradas, identificados a nível de espécie, e tiveram sua altura estimada visualmente.

Análises estatísticas

Inicialmente foram avaliadas possíveis diferenças na abertura do dossel, na cobertura de serapilheira e na inclinação do terreno entre as áreas amostradas. Foi aplicado um teste Shapiro-wilk, para checar a normalidade das variáveis. Posteriormente, foi aplicado o teste t para variáveis com distribuição normal e um teste de Wilcoxon para aquelas cuja distribuição não fosse normal.

Em seguida foram estimadas curvas de rarefação para a riqueza de espécies das duas áreas (pouco gado e muito gado) através do pacote iNEXT (Chao et al., 2014, 2015). Posteriormente, a hipótese de diferenciação na composição de espécies arbóreas em função da intensidade no uso pelo gado foi testada por meio de análise de variância multivariada (Permanova). Para isso, os dados de abundância das espécies foram logaritimizados e a dissimilaridade calculada usando a distância de Bray-Curtis entre parcelas. A homogeneidade da dispersão multivariada para as duas áreas foi avaliada para validar o resultado obtido com a Permanova. O resultado foi representado graficamente com uma análise de coordenadas principais (PCoA). Todas as análises multivariadas foram calculadas com o pacote Vegan (Oksanen et al., 2007). A homogeneidade da dispersão multivariada para as duas áreas foi testada por meio da função betadisper do mesmo pacote, de forma a corroborar o resultado obtido com a Permanova. A significância do teste de homogeneidade foi testada por meio da função permutest do pacote Vegan com 999 permutações. Todas as análises estatísticas foram realizadas com linguagem de programação R (versão 3.4; R Core Team, 2017).

Resultados

Em relação às características dos ambientes, o teste de Wilcoxon mostrou que existe diferença significativa na abertura do dossel entre as duas áreas. ($W= 25$, $P < 0,01$; Fig. 1). Nem a inclinação do terreno nem a cobertura da serapilheira mostraram diferenças significativas entre as duas áreas comparadas.

Foram encontrados 116 indivíduos, pertencentes a 26 espécies arbóreas, nas duas áreas: na área com pouco gado havia 55 indivíduos de 19 espécies, e na área de muito gado 61 indivíduos de 14 espécies. Sete espécies foram comuns às duas áreas, sendo 12 exclusivas da área com pouco gado e sete exclusivas da área de muito gado (Tabela 1). A família com maior abundância foi Myrtaceae, totalizando 67% dos indivíduos encontrados em áreas com muito gado e 45% dos indivíduos amostrados em áreas de pouco gado. O aninhamento da composição de espécies foi de 41% entre as duas áreas.

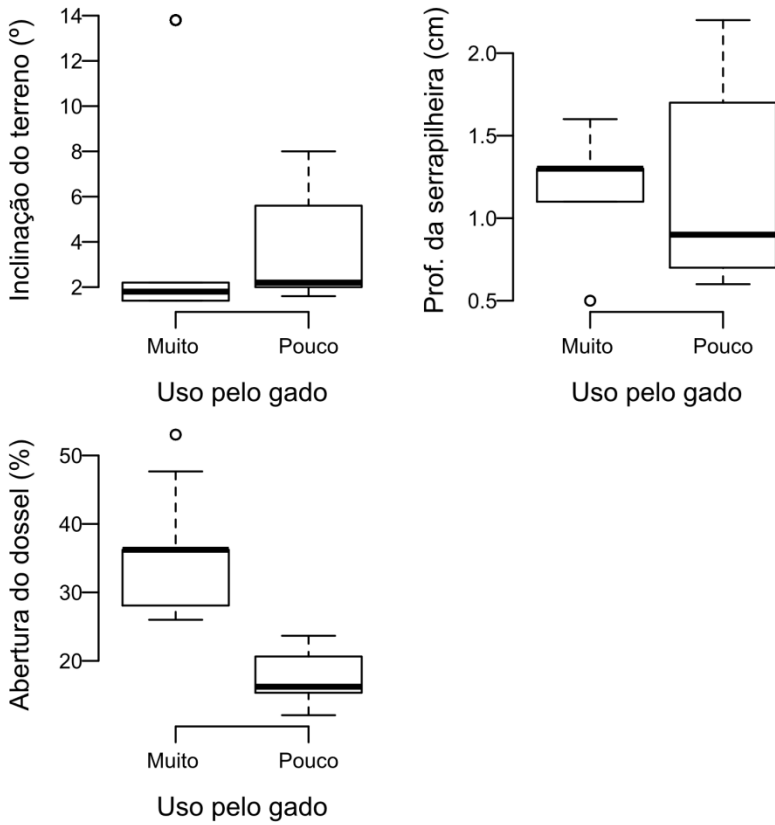


Figura 1 - Inclinação do terreno, profundidade da serapilheira e abertura do dossel em áreas com 'muito gado' e 'pouco gado'.

Tabela 1. Abundância relativa de espécies arbóreas em duas áreas com muito e pouco uso do solo pelo gado.

Táxon	Muito gado (%)	Pouco gado (%)
<i>Acca sellowiana</i>	5	2
<i>Araucaria angustifolia</i>	8	5
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	6	3
Cf. <i>Myrsine</i>	-	2
<i>Symplocos tenuifolia</i>	-	2
<i>Clethra scabra</i>	-	2
<i>Drymis brasiliensis</i>	6	4
<i>Illex cf. dumosa</i>	-	2
<i>Illex paraguariensis</i>	-	2
<i>Lithraea melleoides</i>	2	-
<i>Matayba eleagnoides</i>	2	-
<i>Myrcia sp. 2</i>	5	-
<i>Myrceugenia cf. acutata</i>	3	5
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	6	6
<i>Myrceugenia cf. oxysepala</i>	4	-
<i>Calypttranthes concinna</i>	-	6
<i>Myrcia sp. 1</i>	-	6
<i>Myrsine coriacea</i>	-	2
<i>Ocotea sp.</i>	-	2
<i>Ocotea puberula</i>	-	2
<i>Ocotea pulchella</i>	2	-
<i>Schinus polygamus</i>	5	-
<i>Scutia buxifolia</i>	-	2
<i>Styrax leprosus</i>	-	2
<i>Symplocos uniflora</i>	5	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	7	2

As curvas de rarefação entre as duas áreas amostradas se sobrepueram, mostrando não haver diferença de riqueza entre as mesmas, mesmo quando projetadas para o dobro do tamanho da amostra em cada área (Figura 2). Por outro lado, a Permanova indicou diferenças significativas na composição de espécies entre as duas áreas estudadas ($F = 2,61$; $P = 0,009$; Fig. 3). Na Fig. 3 é possível visualizar a diferenciação na composição de espécies entre as duas áreas. A análise betadisper demonstrou não haver diferenças significativas na dispersão multivariada ($F = 0,207$;

$P = 0,603$), corroborando o resultado obtido na permanova que demonstrou haver diferenças na composição de espécies entre as áreas amostradas.

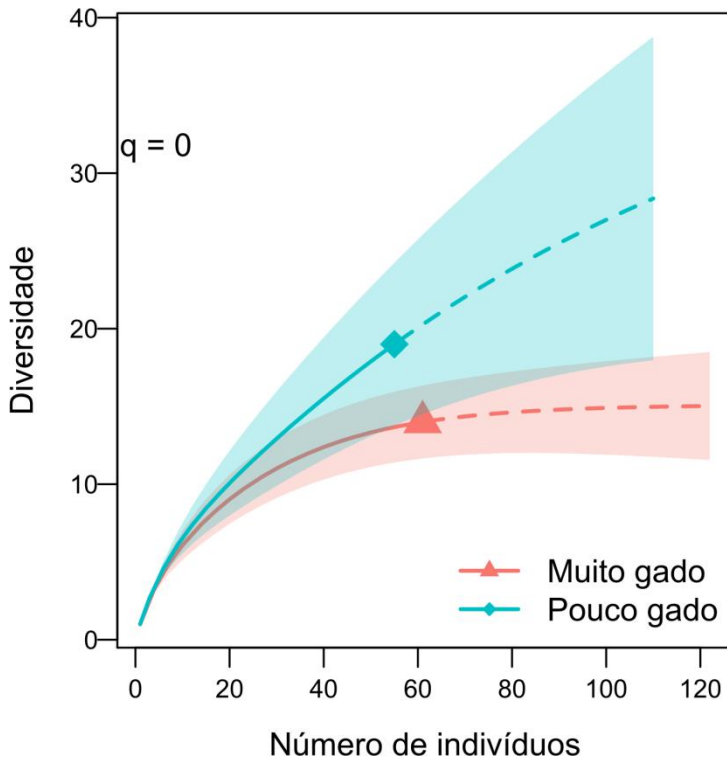


Figura 2 - Curvas de rarefação nas áreas com muito e pouco gado.

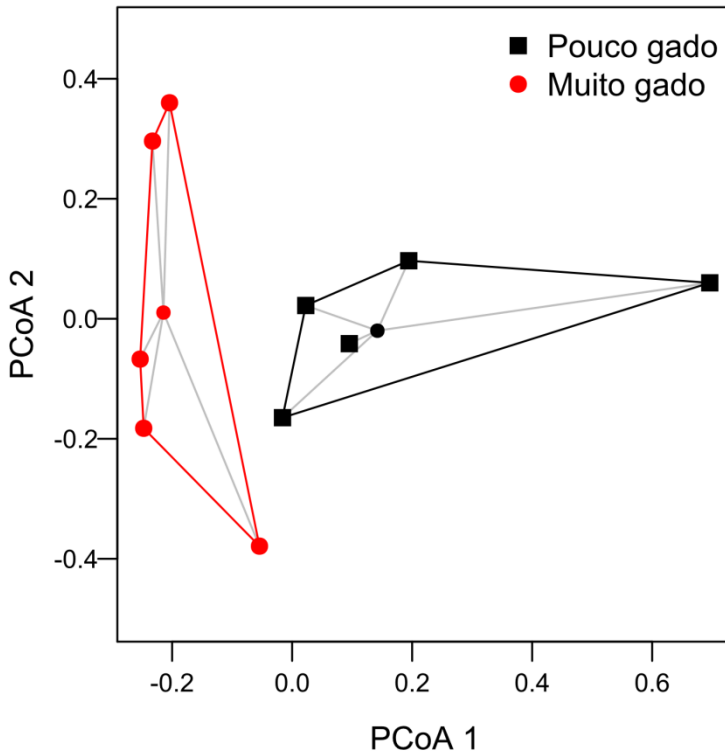


Figura 3 - Diagrama de ordenação (PCoA) apontando para diferença de composição de espécies nas duas áreas com diferença de uso pelo gado. Os eixos PCoA 1 e PCoA 2 explicam 33,49% e 19,53% da variação respectivamente.

Discussão

A diferença na intensidade do uso pelo gado não influenciou a riqueza de espécies arbóreas, que foi semelhante nas duas áreas estudadas. Por outro lado, houve diferença de composição, logo, há indícios de uma influência na estrutura da vegetação com o uso diferenciado das áreas pelo gado. Assim, a presença do gado mantém diferenças existentes ou pode proporcionar mudanças na composição de espécies arbóreas, uma vez que impacta nos processos de regeneração e

estruturação ambiental por meio do pisoteio, herbivoria e eventual dispersão de espécies.

As diferenças na biologia das espécies, com diferentes sensibilidades aos impactos causados pelo gado, podem gerar a médio e longo prazo uma diferenciação em comunidades arbóreas. A grande abundância de mirtáceas nas áreas pode estar relacionada à dispersão de sementes, uma vez que o gado se alimenta de frutos destas espécies (Mello & Peroni, 2015). Alternativamente, as florestas ombrófilas mistas são importantes ambientes para dispersão e reprodução de mirtáceas (Sonego et al., 2007). Entretanto, o histórico das paisagens analisadas é desconhecido, ou seja, não há informações pretéritas sobre a intensidade e frequência de uso pelo gado nessas áreas. A diferenciação na composição de espécies também pode ser explicada pelas interações com outras espécies, herbívoros e dispersores da comunidade. Tais relações irão determinar o real impacto dos pastejadores na composição das comunidades vegetais (McIntyre et al., 1999).

Finalmente, embora a real importância do uso pelo gado no processo de diferenciação das comunidades arbóreas seja mal compreendida, foi encontrada diferença apenas na composição de espécies e não na riqueza como havia sido postulado.

Agradecimentos

Agradecemos ao MSc. Rafael Barbizan Sühs pela colaboração em campo e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia-UFSC pelo apoio financeiro e logístico para a realização deste trabalho.

Referências

Chao A., Chiu C.-H., Hsieh T.C., Davis T., Nipperess D.A., & Faith D.P. (2015) Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **6**, 380–388.

- 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.
- Connell J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**, 1302–1310.
- McIntyre S., Lavorel S., Landsberg J., & Forbes T.D.A. (1999) Disturbance response in vegetation—towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 621–630.
- Mello A.J.M. (2013) Etnoecologia e manejo local de paisagens antrópicas da floresta ombrófila mista, Santa Catarina, Brasil. UFSC. Dissertação de Mestrado.
- Mello A.J.M. & Peroni N. (2015) Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, **11**, 51–64.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O’Hara B., Stevens M.H.H., Oksanen M.J., & Suggests M. (2007) The vegan package. *Community ecology package*, **10**, 631–637.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., & Meiners S.J. (2005) Vegetation dynamics. *Vegetation Ecology*, 172–198.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sonego R.C., Backes A., & Souza A.F. (2007) Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. *Acta Botanica Brasílica*, **21**, 943–955.
- Walker L.R. & Moral R. del (2009) Transition dynamics in succession: implications for rates, trajectories and restoration. *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*, 33–49.
- White P.S. & Pickett S.T.A. (1985) Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (ed. by S.T. Pickett and P. White), pp. 3–13. Academic Press, London.

Avante recrutas, o gado vem aí: Avaliando a diversidade funcional de recrutas em áreas de pouco e intenso pastejo

Blanco, G. D.; Carneiro, A. P.; Marciniak, B.; Ferreira, L. F.; Giehl, E. L. H.

Introdução

A riqueza e abundância das espécies são descritores comumente utilizados para medir a diversidade e o efeito de alterações ambientais no ecossistema (Schleuter et al., 2010; Giehl & Jarenkow, 2015). Porém, esses descritores sozinhos não descrevem adequadamente o funcionamento dos ecossistemas em diferentes situações, o que vêm sendo resolvido com a incorporação de atributos funcionais e de diversidade funcional nesses estudos (Schleuter et al., 2010; Giehl & Jarenkow, 2015). Atributos funcionais podem levar a compreensão da dinâmica da vegetação e dos processos ecológicos, bem como indicar a contribuição de grupos funcionais de plantas nos processos ecossistêmicos (Lu et al., 2015). Além disso, análises funcionais permitem mensurar a resposta das espécies diante de diversos tipos de distúrbios (Schleuter et al., 2010; Giehl & Jarenkow, 2015).

Atributos funcionais de plantas vêm sendo comumente relacionados com variáveis climáticas e regimes de estresse e distúrbios (Dorji et al., 2015). Por esta razão, podem ser importantes para entender os efeitos de pastejadores no crescimento de plantas, seleção de espécies e, assim, funcionamento ecossistêmico (Dorji et al., 2015). A presença de gado em áreas de campo e floresta vêm sendo estudado já que o uso do habitat por esses animais pode afetar a vegetação através da herbivoria, pisoteamento, e abertura de trilhas e clareiras, afetando a regeneração da comunidade e influenciando na colonização vegetal (Wilson, 1994; Sampaio et al., 2007). Em remanescentes florestais, o impacto decorrente do uso pelo gado é um dos principais fatores de desestruturação do estrato herbáceo no sul do Brasil (Sampaio et al., 2007).

Neste sentido, o pastejo repetitivo ou o sobrepastejo podem selecionar ou induzir variações nos atributos funcionais de plantas, afetando seu crescimento e sobrevivência (Dorji et al., 2015). Ademais, o distúrbio causado pelo pastejo do gado

pode variar em intensidade na paisagem, pois estes animais podem ser limitados pela presença de barreiras como cercas e corpos d'água. Portanto, as respostas funcionais da comunidade vegetal devem variar conforme a intensidade desse distúrbio, resultado da seleção de espécies com diferentes atributos funcionais em áreas com maior ou menor uso pelo gado.

Diante desta situação, o presente trabalho tem dois objetivos, primeiramente analisar a diversidade funcional de recrutas arbóreos em áreas com muito e pouco pastejo de gado, avaliando atributos funcionais relacionados a defesas físicas e produção foliar. Nossa hipótese é que em áreas com maior intensidade de pastejo e maior abertura de dossel as plantas diminuam o investimento energético, produzindo folhas de menor relação massa/área e aumentem o investimento em defesas físicas relacionadas a dureza foliar, presença de espinhos e quantidade de tricomas. Tal situação é esperada, pois em ambientes com mais estresse predatório, há uma maior presença de espécies r-estrategistas, por investirem mais em defesas e crescimento (Stamp, 2003; Guyette et al., 2004; Begon et al., 2009). Portanto, plantas sem defesas devem ser afetadas mais negativamente, tanto pelo pastejo quanto pelo pisoteio, do que plantas com defesas. Isso porque sob pastejo pode ocorrer uma demanda conflitante entre a produção de folhas com alto investimento energético e alto custo se consumidas, ou a produção de mais folhas com investimento energético menor em cada uma, evitando assim os custos elevados em caso de consumo. Nosso segundo objetivo é analisar se há diferença na riqueza e abundância de espécies entre as áreas de muito e pouco pastejo de gado. Tendo como hipótese que áreas com maior intensidade de pastejo terão uma maior riqueza e abundância de espécies arbóreas. Tal situação é esperada pois, distúrbios tendem a influenciar na diversidade específica das espécies, pois tendem a gerar um equilíbrio competitivo, permitindo a coexistência de diferentes espécies e também tendem a investir na produção de novos indivíduos (Boldrini & Eggers, 1996).

Material e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida na Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina. Amostramos duas áreas que foram caracterizadas como locais com muito e pouco uso pelo gado bovino, possuindo assim diferentes intensidades de pastejo e pisoteamento. Em cada área, alocamos cinco parcelas de 10 x 10 m, com 10 m de distância entre elas. Para cada parcela foi obtido um valor de uso pelo gado numa escala de um a cinco (Rupil et al., neste livro, pág.135). Avaliamos a regeneração em três subparcelas de 1 x 1 m dispostas em um transecto dentro de cada parcela de 10 x 10 m e igualmente espaçadas entre si. Em cada subparcela, coletamos todos os indivíduos recrutados lenhosos e com tamanho entre 30 e 100 cm de altura. Também foi obtida a abertura do dossel com auxílio do densiômetro em todas as parcelas (Rupil et al., neste livro, pág.135).



Figura 1: Coleta de recrutados arbóreos nas sub parcelas.

Métricas para avaliar a diversidade funcional

Em laboratório, realizamos a identificação e quantificação dos indivíduos observados em cada parcela. Depois, para cada espécie observada, realizamos a contagem do número de folhas em um trecho terminal de 20 cm do ramo de um indivíduo, excluindo ramificações. Desse indivíduo, mensuramos a área de três folhas adultas com o auxílio do aplicativo "Easy Leaf Area Free" (Fig. 2A) e obtivemos a massa foliar fresca utilizando uma balança de precisão (Fig. 2B). Em seguida, verificamos a dureza foliar com um perfurômetro (Fig. 2C). Por fim,

classificamos a densidade de tricomas nas folhas como ausentes, poucos, moderado e muitos, e avaliamos a presença ou ausência de espinhos nas folhas ou caules de cada espécie.

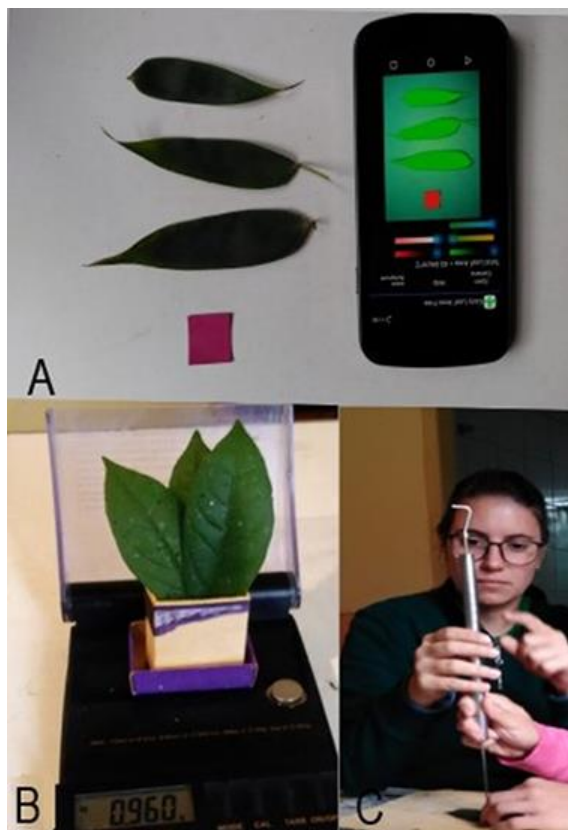


Figura 2: a) Avaliação da área foliar no aplicativo “Easy Leaf Area Free”; b) Pesagem biomassa foliar fresca; c) mensuração dureza foliar.

Análise de dados

Primeiramente, verificamos a relação entre abertura do dossel e intensidade do pastejo com uma regressão linear simples. Para comparar a riqueza de espécies regenerantes nas duas áreas amostradas, geramos e comparamos curvas de interpolação e extrapolação (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016). Para verificar a

relação entre pastejo e investimento energético na produção de folhas, realizamos uma regressão linear simples da razão massa:área foliar em função da intensidade do pastejo.

Para análise da riqueza funcional, primeiramente removemos espécies com apenas uma ocorrência. Depois, calculamos índices de diversidade funcional e uma matriz de atributos médios ponderados pela abundância das espécies para cada parcela com o pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014). Em seguida, para verificar se havia diferença na riqueza funcional e nos atributos funcionais dos recrutas de acordo com a intensidade do pastejo, realizamos uma regressão linear simples com a riqueza funcional e valores médios de cada atributo funcional por parcela em função da intensidade de pastejo. Por fim, analisamos o espaço funcional das duas áreas com uma análise de coordenadas principais (PCOA). Todas as análises foram realizadas no programa R 3.4 (R Core Team, 2017).

Resultados

No total, amostramos 156 recrutas de espécies arbóreas nas duas áreas, pertencentes à 42 espécies. A área com muito pastejo apresentou quase o dobro do número absoluto de recrutas de que a área com pouco pastejo (Tabela 1). A diferença de riqueza foi baixa entre as áreas, sendo que a área com pouco gado apresentou uma riqueza de 23 espécies de recrutas e a área com muito gado, 28 espécies. Tal situação se refletiu nas curvas de interpolação e extrapolação, reforçando que não há diferença na riqueza de espécies entre áreas com muita e pouca intensidade de pastejo, mesmo que, diferente da riqueza, houve uma grande diferença na abundância de recrutas (Fig. 3).

Tabela 1: Resumo dos valores de abundância e riqueza de recrutas arbóreas encontrados em áreas de diferentes intensidades de pastejo, e informação da média dos tricomas por indivíduo e da dureza das folhas por espécie. Abun: Abundância; Tri: Tricomas; +: Espécies presentes em ambas as áreas

Táxon	Pouco gado			Muito gado		
	Abun	Dureza	Tri	Abun	Dureza	Tri
<i>Allophylus edulis</i> +	1	25,2	0	4	12,1	0
Asteraceae				1	21,7	3
Asteraceae sp 3	1	111,7	0			

	Pouco gado			Muito gado		
<i>Asteraceae</i> sp 4	1	5	0			
<i>Asteraceae</i> sp 2				1	5	0
<i>Berberis laurina</i>	2	153,3	0			
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> +	1	65	0	1	81,7	0
<i>Calypttranthes</i> sp.				1	5	0
<i>Casearia decandra</i>				5	38,9	0
<i>Chusquea</i> sp.				3	121,7	0
<i>Citronella gongonha</i>	1	218,3	1			
<i>Clethra scabra</i>				2	40	3
<i>Dasyphyllum</i> cf. <i>tomentosum</i> +	1	116,7	2	2	80	2
<i>Drimys brasiliensis</i>				1	140	0
<i>Escallonia bifida</i>	1	5	0			
<i>Symplocos tenuifolia</i>				1	76,7	3
<i>Ilex</i> cf. <i>microdonta</i>				4	185,8	0
<i>Ilex paraguariensis</i> +	1	96,7	0	3	106,7	0
<i>Inga</i> cf. <i>lentiscifolia</i>				1	65	0
<i>Leandra regnellii</i>	2	5	3	5	11,7	2
<i>Machaerium stipitatum</i>				1	5	0
<i>Matayba eleagnoides</i> +	3	336,7	0	3	133,3	0
<i>Miconia cinerascens</i> +	7	37,1	0	1	18,3	0
<i>Myrceugenia mesomisha</i>	1	83,3	0			
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>				10	105	0
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>acutata</i> +	1	30	0	1	28,3	0
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>oxysepala</i>	5	65	1			
<i>Myrcia</i> sp.				1	183,3	0
<i>Myrcine coriacea</i>	2	40	0			
<i>Ocotea puberula</i> +	2	24,2	0	1	198,3	0
<i>Ocotea</i> sp.				1	55	0
<i>Piper</i> cf. <i>mikianum</i>				1	68,3	0
<i>Piper xylosteoides</i>				29	126	0
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	2	43,3	3			
<i>Rubus</i> cf. <i>erythrocladus</i>	1	31,7	3			
<i>Rudgea</i> cf. <i>burchelliana</i>				10	185,6	0
<i>Solanum</i> cf. <i>pseudoquina</i>	1	26,7	0			
<i>Solanum</i> cf. <i>sanctaeatharinae</i>				1	15	2
<i>Solanum</i> cf. <i>pseudocapsicum</i>	8	5	3			
<i>Solanum</i> sp.	2	5	2			
<i>Styrax leprosus</i>				5	189,4	1

	Pouco gado		Muito gado
	1	68,3	2
<i>Symplocos uniflora</i>			
Riqueza total:	42		
Abundância:	48		100
Riqueza por área:	23		28
Espécies em comum:	8		

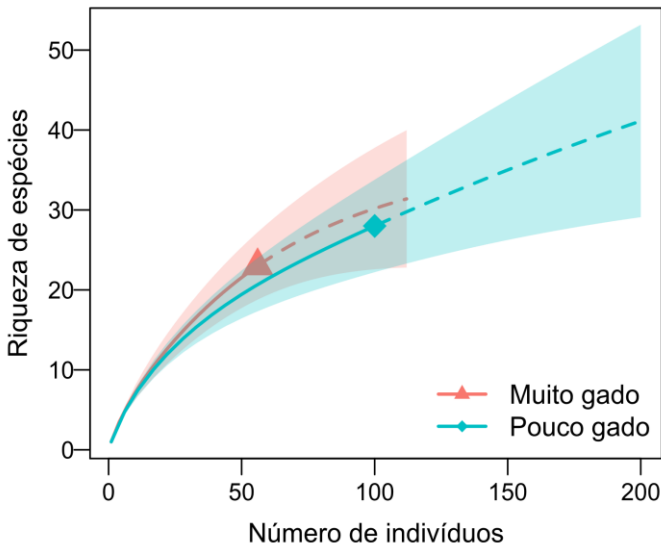


Figura 3: Curva de interpolação e extrapolação da riqueza de espécies em áreas com pouco e muito uso pelo gado.

Houve relação positiva entre a abertura do dossel e intensidade do pastejo ($R^2 = 0,728$; $F_{1,8} = 21,443$; $P = 0,002$; Fig. 4A). O aumento da intensidade de uso das áreas pelo gado diminuiu a riqueza funcional de espécies regenerantes ($R^2 = 0,437$; $F_{1,8} = 6,217$; $P = 0,037$), ou seja, quanto maior o pastejo menor a riqueza funcional. Por outro lado, o modelo que melhor explicou as diferenças de riqueza funcional entre parcelas incluiu a interação entre abertura do dossel e intensidade de uso pelo gado como explanatórias ($\bar{R}^2 = 0,563$; $F_{3,6} = 4,858$; $P = 0,048$; Figs. 4B-C).

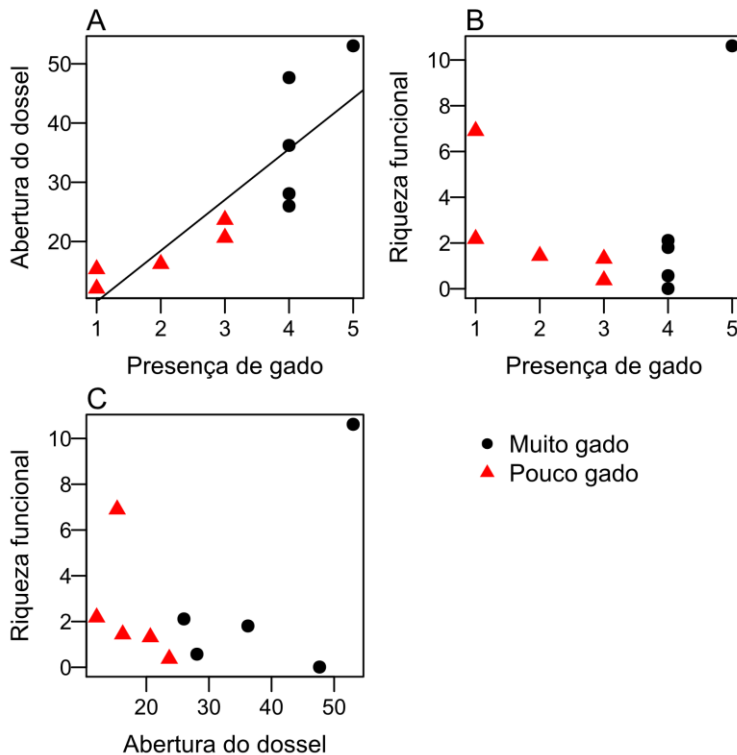


Figura 4: A) Relação abertura do dossel com a presença de gado; B) relação riqueza funcional e presença de gado; e C) relação riqueza funcional e abertura do dossel.

Dentre os atributos funcionais, a presença de espinho apresentou uma relação significativa positiva com a interação entre abertura de dossel e uso das áreas pelo gado ($\bar{R}^2 = 0,595$; $F_{3,6} = 5,41$; $P = 0,038$; Figs. 5 A-B). Já a dureza foliar tendeu a diminuir com o aumento da abertura do dossel ($R^2 = 0,396$; $F_{1,8} = 5,247$; $P = 0,051$; Fig. 5C), mas não apresentou relação significativa com a diferença de uso das áreas pelo gado (Fig. 5D). O número médio de folhas por ramo, a proporção de plantas com tricomas e a razão massa:área foliar não apresentaram relação significativa com abertura do dossel ou intensidade de uso pelo gado.

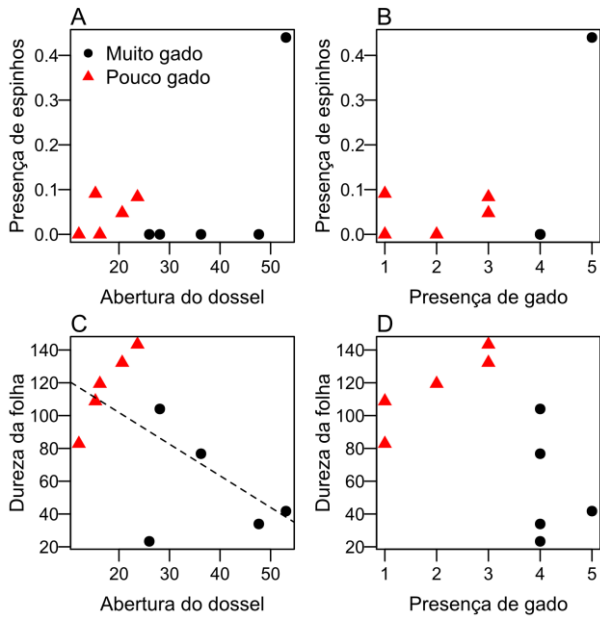


Figura 5: A) Relação entre abertura do dossel e B) uso pelo gado com a presença de espinhos nos recrutas; C) relação abertura do dossel e D) uso pelo gado com a dureza foliar.

Na análise de coordenadas principais, observamos uma sobreposição moderada na composição funcional das duas áreas, mas com uma maior proporção de funções exclusivas às áreas de pouco pastejo.

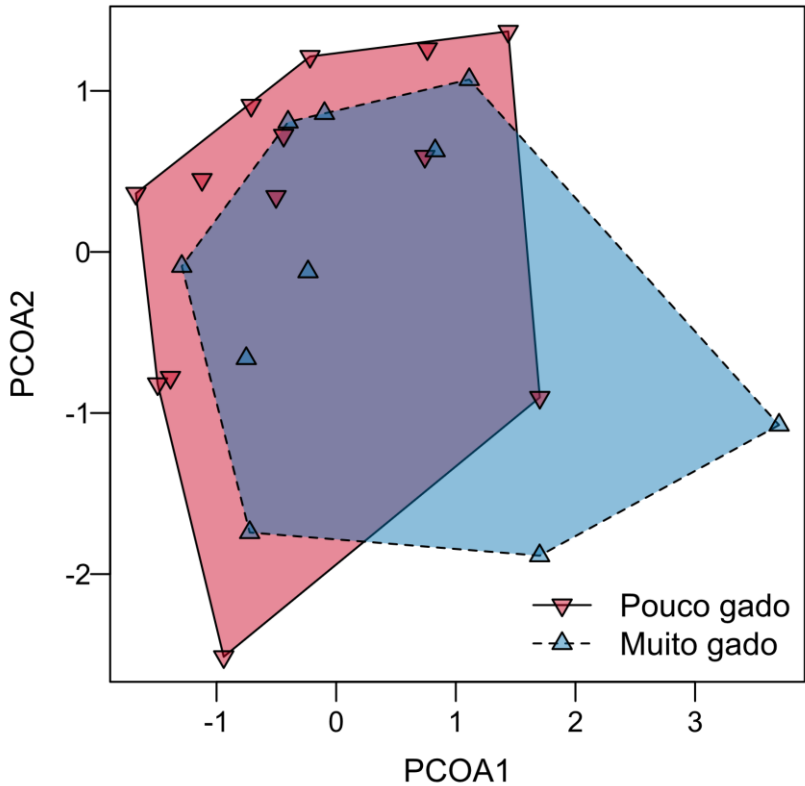


Figura 6: Análise de componentes principais, sendo a área com linha contínua com pouca intensidade de pastejo e a área com linha pontilhada com muita intensidade de pastejo.

Discussão

Nossa hipótese de áreas com maior pastejo teriam mais abundância e riqueza foi corroborada. Acreditamos que a presença de maior abundância de recrutas em áreas com maior intensidade do pastejo, esteja relacionada com o fato do gado abrir mais espaços nessas áreas, possibilitando um maior recrutamento de novos indivíduos nesse ambiente. Tal situação já foi observada por outros trabalhos como;

Boldrini & Eggers (1996); Guimarães et al. (2002); Resende et al.(2004), que observaram que o pisoteio ou remoção de material verde propicia a abertura de espaços que permitem a chegada de novos colonizadores, gerando assim uma dinâmica na comunidade.

Apesar da pouca diferença na riqueza de espécies presentes em ambas áreas, o número de espécie compartilhadas foi baixo, sendo apenas 8 as espécies comuns entre as duas áreas. Tal situação pode estar relacionada com o tipo de estratégia que cada grupo de espécies apresenta, sendo possível que as áreas com maior pastejo seja composta por espécies k-estrategistas, por serem melhores competidoras e a áreas com pouco pastejo por espécies r-estrategistas (Queiroz et al., 2001; Stamp, 2003; Guyette et al., 2004; Begon et al., 2009).

A relação de maior riqueza funcional dos recrutas em áreas com muito gado encontrada, indica que tal situação pode estar sendo afetada pelo pastejo também. Tal situação corrobora a nossa primeira hipótese. Isto ocorre, pois, o gado pode estar selecionando para o seu consumo apenas espécies que não apresentem defesas fisiológicas ou mecânicas, e deixando as espécies menos palatáveis para se estabelecer, como por exemplo os recrutas vegetais com espinhos encontrados em maior número na área com mais intensidade de pastejo e abertura do dossel (Figura 6a). Dorji et al. (2015) também observaram um padrão semelhante de defesa mecânica das plantas em áreas com intensa herbivoria pelo gado.

Quando analisamos a dureza da folha em função da abertura do dossel, foi possível observar uma relação linear inversa com a abertura de dossel, ou seja, quanto maior a abertura do dossel menor é a dureza da folha. Esta situação pode estar relacionada com características ambientais, como a exposição ao sol, que pode influenciar na morfologia das folhas (Silva, 2016).

Conclusão

O uso mais intenso da floresta pelo gado diminui a riqueza funcional e modifica a composição funcional da regeneração arbórea. Em áreas com muito uso pelo gado predominam espécies vegetais com atributos que favorecem o estabelecimento sob muita luz, já que a abertura do dossel é maior, e que parecem investir mais na

defesa mecânica, especialmente através de espinhos. Acreditamos que estas mudanças sejam sinais claros de reforço da morfologia para defesa de estresse externo oriundo da herbivoria. Além disso, sugerimos que há seleção de espécies r-estrategistas, que justificam a maior abundância de recrutas encontrada em áreas com muito uso pelo gado.

Agradecimentos

Agradecemos a Rafael B. Sühs pelo auxílio com a triagem do material e Selvino Neckel pelo empréstimo do perfurômetro.

Referências

- Begon M., Townsend C.R., & Harper J.L. (2009) *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*. Artmed Editora, Porto Alegre, Brasil.
- Boldrini I.I. & Eggers L. (1996) Vegetação campestre do sul do Brasil: Dinâmica de espécies à exclusão do gado. *Acta Botanica Brasilica*, **10**, 37–50.
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T., Sander E.L., Ma K., 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.
- Dorji T., Gyaltshen D., Ghemiray D., Wangda P., & Fukuda K. (2015) Grazing Effects on the Easily Measurable Plant Functional Traits of *Quercus semecarpifolia*. **141**, 324–332.
- Giehl E.L.H. & Jarenkow J.A. (2015) Disturbance and stress gradients result in distinct taxonomic, functional and phylogenetic diversity patterns in a subtropical riparian tree community. *Journal of Vegetation Science*, **26**, 889–901.
- Guimarães A.J.M., Araújo G.M. de, & Corrêa G.F. (2002) Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta bot. bras*, **16**, 317–329.

- Guyette R.P., Muzika R.-M., Kabrick J., & Stambaugh M.C. (2004) A perspective on quercus life history characteristics and forest disturbance. *Gen. Tech. Rep. SRS-73. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.* **311**, 138-142.
- Hsieh T., Ma K., & Chao A. (2016) INEXT: An r package for rarefaction and extrapolation of species diversity (hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 1451–1456.
- Laliberté E. & Legendre P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299–305.
- Laliberté E., Legendre P., & Shipley B. (2014) FD-package measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. See <http://idg.pl/mirrors/CRAN/web/packages/FD/FD.pdf>.
- Lu X.H., Zang R.G., & Huang J.H. (2015) Relationships between community level functional traits of trees and seedlings during secondary succession in a tropical lowland rainforest. *PLoS ONE*, **10**, 1–12.
- Morais Resende I.L. de, Araújo G.M. de, & Assis Oliveira A.P. de (2004) A comunidade vegetal e as características abióticas de um campo de murundu em uberlândia, mg. *Acta bot. bras*, **18**, 9–17.
- Pandey C. & Singh J. (1991) Influence of grazing and soil conditions on secondary savanna vegetation in india. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 95–102.
- Queiroz R. de M., Marcon G., Anunciação Filho C.J. da, Matos V.P., & Cisneiros R. de A. (2001) Estratégias adaptativas de populações de *stylosanthes scabra* provenientes de três regiões ecogeográficas de pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **5**, 320–325.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sampaio M.B., Santos A.A., & Medeiros M.B.D. (2007) Remoção De Sementes De *Araucaria Angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) E *Butia Eriospatha* (Mart. Ex Drude) Becc. (Arecaceae) Em Campos E. *Ecologia*, **8**, 23–24.

Schleuter A.D., Daufresne M., Massol F., Argillier C., Monographs S.E., August N., Schleuter D., Daufresne M., Massol F., & Argillier C. (2010) A user ' s guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80**, 469–484.

Silva S.R.S. (2016) *Adaptações morfoanatômicas de herbáceas em resposta a condições xéricas*. Universidade Federal de Pernambuco, Dissertação de mestrado.

Stamp N. (2003) Out of the quagmire of plant defense hypotheses. *The Quarterly Review of Biology*, **78**, 23–55.

Wilson H.D. (1994) Regeneration of native forest on hinewai reserve, banks peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, **32**, 373–383.

Densidade específica do caule de *Araucaria angustifolia* em diferentes fitofisionomias

Machado, M. X.; Roos, A. L.; Rupil, G.; Burg Mayer, G.; Peres, L. M. C.; Dechoum, M. S.

Introdução

Traços funcionais (morfológicos, fisiológicos e fenológicos) são as características que representam estratégias e determinam como plantas respondem ao ambiente, podendo afetar outros níveis tróficos e influenciar propriedades ecossistêmicas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Entre alguns exemplos de traços funcionais, temos a variação da área foliar, associada com as taxas de crescimento da planta e relacionada com a capacidade de captação de luz, e a altura máxima, relacionada com a competição por luz, influenciando a estratificação em florestas (Missio et al., 2017).

Fatores bióticos e abióticos podem ter influência sobre traços funcionais. A ocorrência de fogo, por exemplo, pode favorecer indivíduos mais altos e com maior espessura de casca, traços que conferem resistência à queima (Heringer & Jaques, 2001). Estudos da variação nos traços funcionais já se provaram úteis para entender diversas questões ecológicas, dando origem a uma variedade de métodos padronizados para medir a significância ecológica desses traços em plantas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Um traço funcional de particular interesse é a densidade da madeira, que está relacionada a outros traços funcionais como taxa de crescimento, propriedades mecânicas, propriedades hidráulicas (relacionadas ao fluxo de água na planta) e tolerância à sombra (Sungpalee et al., 2009). Esses traços poderiam resultar em constrições no formato e nas dimensões do tronco e dos ramos (Gelder et al., 2006). Devido a essas correlações, espera-se que diferenças na densidade de madeira reflitam características gerais do ambiente em que as plantas estão inseridas.

As diferenças nas densidades da madeira entre áreas com maior e menor disponibilidade de luz podem ser explicadas pela existência de um trade-off entre o

investimento de recursos em atributos funcionais que permitem o rápido crescimento em altura e os que permitem maior capacidade de sobrevivência. Madeira de baixa densidade tem baixo custo energético, permitindo um rápido crescimento, enquanto alta densidade de madeira resulta em uma estrutura persistente que permite uma maior sobrevivência (Gelder et al., 2006). Deste modo, são esperadas correlações negativas entre densidade da madeira e mortalidade, taxa de crescimento e altura da árvore em formações florestais (Sungpalee et al., 2009; Missio et al., 2017).

No planalto norte de Santa Catarina, as paisagens são compostas por mosaicos de fragmentos Floresta Ombrófila Mista (FOM) e áreas de cultivo e de pastagem. *Araucaria angustifolia* é componente de destaque tanto em remanescentes florestais quanto em áreas mais abertas, como os campos resultantes da conversão de florestas em áreas de pastagem. Sendo assim, tendo como premissa que bordas de floresta recebem menos luz do que áreas de fisionomia campestre, a hipótese testada neste trabalho é que indivíduos jovens de *Araucaria angustifolia* que se estabelecem em áreas de borda de floresta terão maior densidade específica do que aqueles que se estabelecem em áreas de campo. O objetivo desse trabalho é verificar se há diferença na densidade da madeira de *Araucaria angustifolia* entre fitofisionomias com diferentes disponibilidades de luz (campo e borda de floresta), e verificar quais fatores bióticos e abióticos poderiam explicar diferenças observadas.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Reunidas Campo Novo, localidade de Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina. A área de estudo foi categorizada em área de borda de FOM e área de campo, de acordo com suas fisionomias. A área de campo trata-se de uma área de FOM que foi convertida para um plantio de *Pinus* sp. com fins comerciais. As árvores de pínus foram retiradas em 2013 e a vegetação encontra-se atualmente em processo de regeneração natural, mas ainda apresentando fisionomia campestre (Franco Freitas et al., 2017).

Coleta de dados

Foram amostrados, por meio de busca ativa, 15 indivíduos de *A. angustifolia* em cada fitofisionomia. Foi coletado um ramo por indivíduo, em altura entre 1,5 e 2,5 metros, evitando o ponto de conexão entre o ramo e o tronco. Para cada indivíduo amostrado, foram contadas as plantas lenhosas sob a copa e medidos a circunferência do caule à altura do solo (CAS) e a umidade do solo sob a copa. Além disso, a altura total de cada indivíduo foi estimada. A porcentagem de umidade do solo foi medida com um higrômetro (Hidrofarm, mod. HFM2010/HFM2030, Falker S.A. Brasil), abrindo-se uma fenda com uma pá no solo próximo ao indivíduo amostrado e inserindo-se o sensor do equipamento na fenda. Em campo, os ramos foram etiquetados e embalados para uma posterior raspagem da casca, pesagem, e medição de diâmetro e comprimento com o uso de um paquímetro para se estimar a densidade do caule. O volume cilíndrico (V) do ramo de cada indivíduo foi determinado por meio das medidas de comprimento total (L) e diâmetro (D). O cálculo é dado pela relação:

$$V = (0,5D)^2\pi L$$

A densidade do ramo foi calculada dividindo-se o peso da amostra (mg) pelo volume (mm^3). Posteriormente, o valor da densidade do ramo foi multiplicado por um fator de correção de 1,411 para estimativa da densidade do tronco de cada indivíduo (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Análises estatísticas

Para detectar diferenças nas variáveis bióticas (CAS, altura e número de plantas lenhosas sob a copa) e abióticas (umidade do solo) entre as diferentes fitofisionomias foi utilizado o teste t com correção de Welch para heterogeneidade de variâncias. A correlação entre a altura e a CAS dos indivíduos amostrados foi verificada por meio de uma análise de correlação de Pearson. A variação na densidade da madeira foi analisada por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM), utilizando-se como variáveis explanatórias a fitofisionomia (borda e campo), a CAS de cada árvore, a umidade relativa e o número de espécies lenhosas sob a copa. O teste t foi utilizado para se verificar se a densidade da madeira variava entre as duas fitofisionomias. Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2016).

Resultados

Quando as variáveis CAS, altura, umidade e número de plantas sob as árvores foram comparadas entre as áreas (Figura 1), somente a variável de CAS se mostrou significativamente diferente ($t = -5,27$; g.l. = 26,47; $p < 0.01$).

Observou-se também uma correlação positiva entre a altura das árvores e sua circunferência ($r = 0.67$, $p < 0.01$) (Figura 2). Como consequência, a variável altura não foi utilizada no modelo linear generalizado (GLM), por ter sido um dado estimado - ou seja, deu-se preferência à utilização da CAS por se tratar de um dado que foi medido. Nenhuma das variáveis explanatórias utilizadas no GLM explicou os resultados encontrados para a variável resposta (densidade da madeira) (Tabela 1).

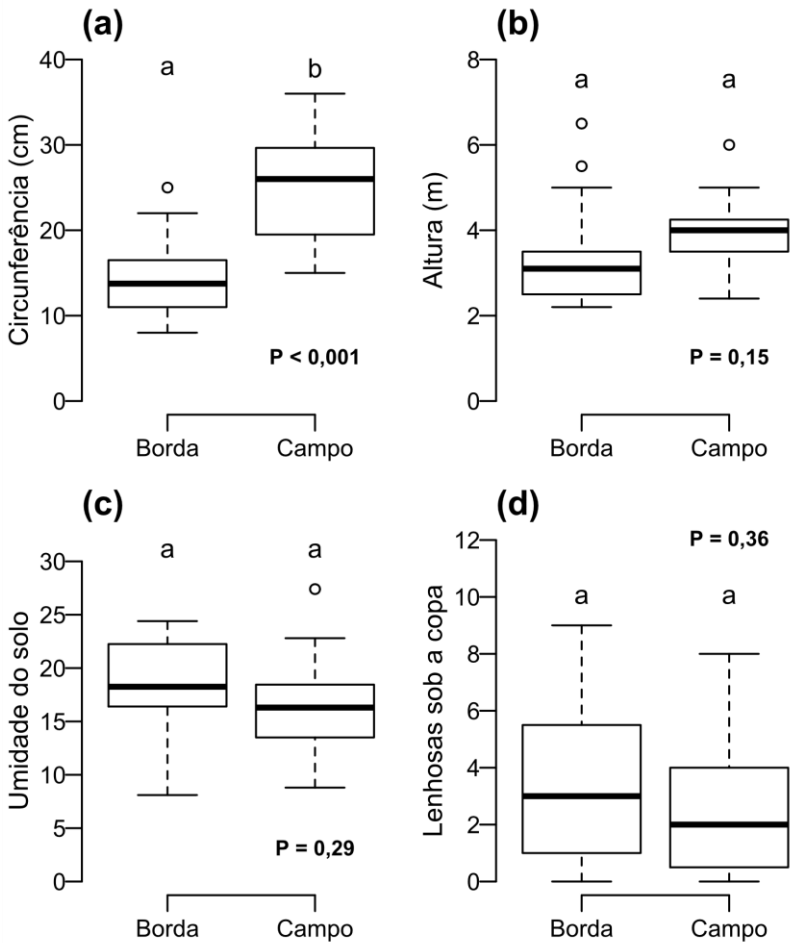


Figura 1. Boxplot de fatores abióticos e bióticos amostrados para comparação de áreas de floresta e campo. a) CAS ($t = -5,27$, g.l. = 26,47, $p < 0,01$), b) Altura ($t = -1,47$, g.l. = 27,30, $p = 0,15$), c) Umidade do solo ($t = 1,08$, g.l. = 28,3, $p = 0,29$), d) Número de plantas lenhosas sob a copa das araucárias ($t = 0,94$, g.l. = 28,90, $p = 0,36$).

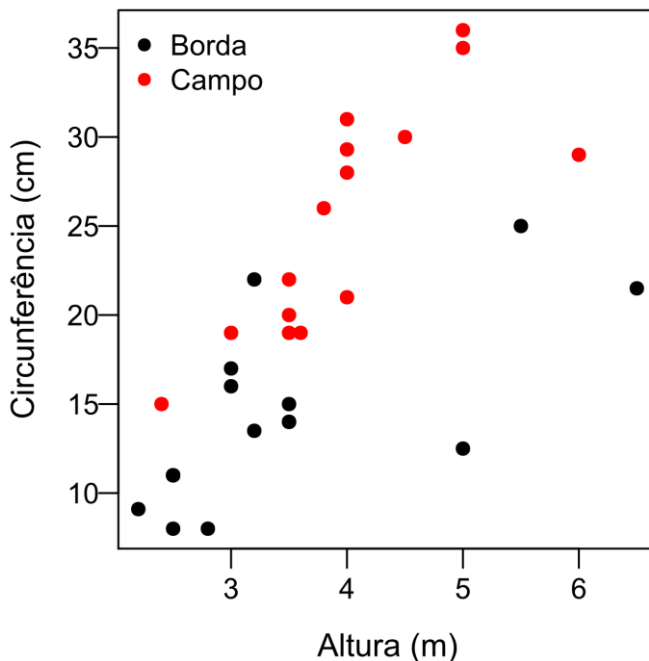


Figura 2. Relação entre a circunferência à altura do solo (CAS) e a altura dos indivíduos de *Araucaria angustifolia* amostrados na borda da FOM e no campo.

Tabela 1. Estatísticas do Modelo Linear Generalizado (GLM) utilizado para avaliar a relação entre as variáveis explanatórias [fitofisionomia (borda ou campo), CAS, umidade do solo e número de espécies lenhosas sob a copa] e os valores de densidade encontrados nos indivíduos de *A. angustifolia* amostrados.

	Estimador	Erro padrão	t	P
Intercepto (borda)	0,844	0,137	6,158	< 0,001
Campo	-0,042	0,073	-0,581	0,566
CAS	-0,006	0,004	-1,302	0,204
Umidade do solo	0,004	0,006	0,650	0,521
Lenhosas sob as copas	-0,001	0,010	-0,106	0,916

Entretanto, ao se fazer a análise da densidade da madeira utilizando-se somente a fitofisionomia como variável explanatória, pôde-se observar uma diferença

significativa, com valores menores na borda em relação ao campo ($t = -2,43$; g.l. = 20,98; $p = 0,02$) (Figura 3).

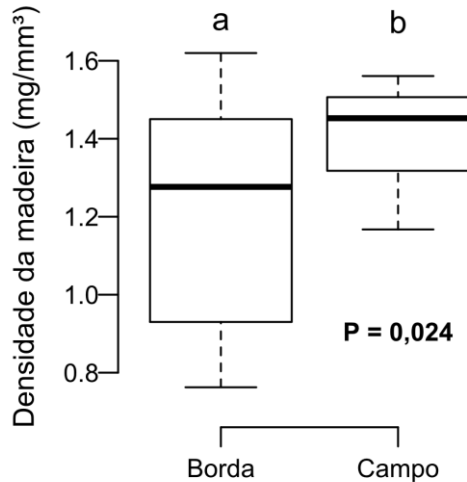


Figura 3. Comparação da densidade da madeira (mg/mm^3) de indivíduos de *Araucaria angustifolia* amostrados em áreas de borda e campo ($t = -2,43$; g.l. = 20,98; $p = 0,02$).

Discussão

A hipótese de que indivíduos jovens de *A. angustifolia* em áreas de borda de floresta apresentariam maior densidade da madeira do que aqueles em áreas de campo foi refutada, uma vez que a densidade da madeira foi maior em árvores do campo do que nas da borda de floresta. As variáveis medidas não explicaram a diferença na densidade da madeira entre as áreas de borda de floresta e de campo, pois as mesmas não diferiram entre as duas fitofisionomias, com exceção da circunferência das árvores.

Possivelmente outros fatores podem estar causando esta maior densidade e circunferência nas árvores do campo, como diferenças na idade das plantas e dos ramos coletados entre as diferentes fitofisionomias, características biológicas da espécie e fatores abióticos, como vento e luminosidade. É possível que a densidade

da madeira não tenha sido mais alta na área de borda de floresta porque a redução na disponibilidade da luz não foi suficiente para que as árvores amostradas alocassem mais recursos em densidade da madeira (i.e. investimento em sobrevivência), mas sim em crescimento em altura, em busca de uma maior luminosidade. Assim, árvores com alturas similares no campo e na borda poderiam ter idades muito distintas em virtude de um maior investimento em altura na borda e um maior investimento em CAS no campo - esta seria uma possível explicação para os maiores valores de CAS observados no campo. Essa capacidade de plasticidade no investimento de recursos é corroborada pelo fato de que a araucária é uma espécie pioneira com tolerância a sombreamento na fase de plântula, apresentando maior investimento em crescimento (altura) do que em sobrevivência (que tem relação direta com densidade da madeira), mesmo quando a luz é um fator limitante (Duarte & Dillenburg, 2000).

Além da luminosidade, a influência do vento na estruturação da morfologia vegetal também deve ser considerada, uma vez que a maior exposição das árvores em área de campo poderia levar a uma maior densidade da madeira para evitar dobras e quebras (Gelder et al., 2006). Os ramos utilizados no cálculo da densidade foram coletados em um intervalo específico de altura numa tentativa de padronizar a idade dos mesmos, mas observou-se que na área de borda os ramos estavam sempre localizados no limite máximo de altura para coleta, o que pode ter influenciado nos resultados.

Cabe ressaltar ainda que os valores de densidade da madeira calculados (em média $1,311 \text{ mg/mm}^3$) foram altos se comparados aos valores encontrados na literatura para *A. angustifolia*, que é de cerca de $0,5 \text{ mg/mm}^3$ (Curto et al., 2016; Missio et al., 2017), uma vez que, no presente estudo, os ramos não foram secos em estufa antes da pesagem. Além disso, o fator de correção de 1,411 proposto por Pérez-Harguindeguy et al. (2013) varia entre espécies, o que pode levar a erros, segundo os autores.

Em síntese, observou-se uma variação na densidade da madeira de *A. angustifolia* em diferentes fitofisionomias que difere dos padrões gerais descritos para espécies arbóreas em literatura. Esse padrão contrastante pode ser explicado pelo fato de se tratar uma espécie pioneira longeva com tolerância à sombra na fase

de plântula, e pelo efeito de variáveis bióticas associadas ao stress mecânico, como intensidade do vento, que não foram avaliadas neste trabalho.

Referências

- Curto R.D.A., Mattos P.P. de, Braz E.M., Netto S.P., & Zachow R. (2016) Density of *Araucaria angustifolia* wood from overstocked stand. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **36**, 51–59.
- Duarte L.D. & Dillenburg L.R. (2000) Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. *Australian Journal of Botany*, **48**, 531–537.
- Franco Freitas R., Marcel A., Silva A.L.L., Silveira T.C.L., & Giehl E.L.H. (2017) *Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense*.
- Gelder H.A. van, Poorter L., & Sterck F.J. (2006) Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *The New phytologist*, **171**, 367–78.
- Heringer I. & Jaques A. (2001) Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta – campo. *Ciência Rural*, **31**, 1085–1090.
- Missio F. de F., Silva A.C. da, Higuchi P., Longhi S.J., Brand M.A., Rios P.D., Rosa A.D., Junior F.B., Bento M.A., Gonçalves D.A., Loebens R., & Pscheidt F. (2017) Atributos funcionais de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages - SC. *Revista ciência Florestal, Santa Maria*, **27**, 215–224.

Pérez-Harguindeguy N., Diaz 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., Etc., Ray P., Etc., Diaz S., 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, Heijden M.G.A. van der, Sack L., Blonder B., Poschlod P., Vaieretti M.V., Conti G., Staver A.C., Aquino S., & Cornelissen J.H.C. (2013) New Handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **61**, 167–234.

R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Sungpalee W., Itoh A., Kanzaki M., Sri-ngernyuang K., Noguchi H., Mizuno T., Tee-juntuk S., Hara M., Chai-udom K., Ohkubo T., Sahunalu P., Dhanmmanonda P., Nanami S., Yamakura T., & Sorn-ngai A. (2009) Intra- and interspecific variation in wood density and fine-scale spatial distribution of stand-level wood density in a northern Thai tropical montane forest. *Journal of Tropical Ecology*, **25**, 359–370.

Araucárias isoladas no campo como facilitadoras da expansão florestal pelo melhoramento das condições ambientais

Costa, G.B.; Alves, J.; Hayata, M.; Rocha, J.C.; Flores, B.M.

Introdução

A expansão de florestas sobre áreas de campo é um fenômeno natural observado em diversas partes do mundo (Scholes e Archer, 1997). Este processo ocorre a partir de inúmeros fatores, com destaque para efeitos de larga escala, como mudanças climáticas, e efeitos na escala de paisagem, como a composição química e o uso e ocupação do solo, regime de fogo, pastejo, além da facilitação vegetal (Silva e Anand, 2011; Bernardi et al., 2016a).

No contexto de expansão florestal, as áreas de campo e de florestas representam ambientes distintos quanto aos fatores abióticos que influenciam a sua composição florística (Holmgren et al., 1997). Entretanto, os processos de retroalimentação positiva que ocorrem entre estas áreas são fatores chave para o entendimento da facilitação e expansão das áreas ocupadas por distintas espécies típicas do bioma florestal e campo (Hirota et al., 2011; Korndörfer et al. 2012). Ao colonizar áreas de campo, as espécies florestais pioneiras precisam tolerar condições ambientais distintas daquelas observadas no seu habitat natural, como a alta variação da temperatura e umidade do solo. Neste caso, a facilitação torna-se um fator fundamental para o estabelecimento e recrutamento de árvores (Scholes e Archer, 1997), podendo levar à nucleação e expansão da floresta sobre o campo (Duarte et al. 2006; Zanini et al. 2006; Korndörfer et al. 2015).

A facilitação vegetal é uma interação ecológica positiva, que ocorre quando um indivíduo torna o ambiente mais favorável para outro (Holmgren et al., 1997), por exemplo, através da atração de dispersores (efeito poleiro), diminuição do estresse ambiental (térmico, hídrico ou de nutrientes), aumento da disponibilidade de recursos e/ou redução da competição e herbivoria (Holmgren et al. 1997; Zanini e Ganade, 2005; Zanini et al., 2006, Korndörfer et al., 2015). Esta interação fica ainda

mais evidente em áreas onde a paisagem é formada por mosaicos entre campo e floresta (Korndörfer et al., 2015; Bernardi et al. 2016a).

Em regiões subtropicais as florestas têm se expandido sobre o campo nos últimos 4.000 anos (Silva e Anand, 2011). Nestas regiões, estudos demonstram que *Araucaria angustifolia* atua como uma importante facilitadora neste processo (Zanini e Ganade, 2005; Durte et al., 2006; Silva e Anand, 2011; Korndörfer et al., 2015; Fogaça et al. 2015). A melhoria das condições ambientais é apontada por Korndörfer e colaboradores (2015) como sendo o principal mecanismo de facilitação envolvendo araucárias, no entanto, o estudo não apresentou evidências de aumento no recrutamento de espécies arbóreas no campo. Zanini e Ganade (2005), por outro lado, mostram um maior recrutamento de arbóreas sob exemplares de araucária, mas não apresentam dados de condições ambientais que possam servir de subsídio para explicar o padrão observado.

Assim, ainda existem lacunas no que se refere aos mecanismos de ação de *A. angustifolia* como promotora de melhoria das condições ambientais e facilitadora do recrutamento de espécies arbóreas pioneiras em áreas de campo. Neste estudo, buscou-se responder à seguinte pergunta: *Araucaria angustifolia* atua como facilitadora no processo de expansão da floresta sobre o campo aberto na região da serra catarinense? Nossa hipótese é de que, através da melhoria das condições ambientais, araucárias isoladas facilitam a colonização e recrutamento de plantas lenhosas em áreas de campo nesta região (Figura 1).

Material e métodos

Área de estudo

A coleta de dados foi realizada no município de Bom Retiro, Santa Catarina, na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias.

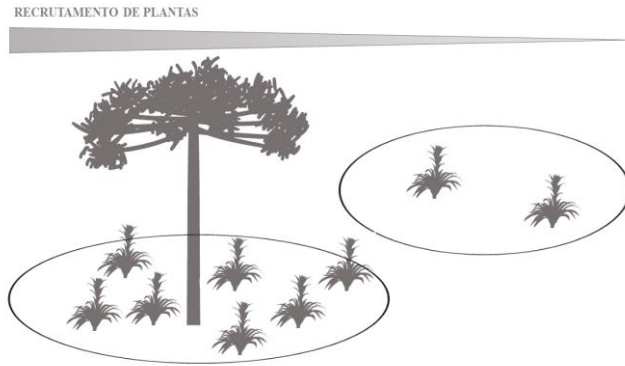


Figura 1: Representação esquemática da hipótese de trabalho. O recrutamento de espécies arbóreas é maior sob *Araucaria angustifolia*.

Coleta de dados

Espécimes de *Araucaria angustifolia* foram amostrados em uma área de campo (pastagem). Foram escolhidas preferencialmente árvores isoladas, distantes aproximadamente 30 m umas das outras, de diferentes tamanhos. A partir da árvore selecionada, foi delimitado um *buffer* de 2,5 metros, descontando-se o raio do Diâmetro da Altura do Peito (DAP) previamente obtido e, portanto, incluindo o caule da árvore dentro da parcela (Figura 2). A perda da área ocupada pelo caule é insignificante diante da área total da parcela, porém, a metodologia adotada resulta em um ganho importante devido à centralização da parcela sob a copa. Em cada araucária, foram medidos os valores de DAP. Toda a área contida no *buffer* foi inspecionada, para a identificação de espécimes lenhosos ocorrentes na unidade amostral.

De forma a realizar uma coleta pareada, o mesmo protocolo de amostragem foi realizado em uma área de campo aberto, distante 10 metros do centro de cada araucária amostrada. Todas as parcelas adjacentes foram sistematizadas no sentido Norte. (Figura 2).

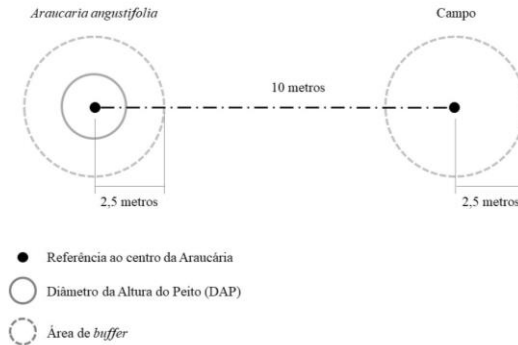


Figura 2: Representação esquemática do delineamento amostral. As unidades amostrais pareadas (araucária e campo) são representadas quanto à centralização de *Araucaria angustifolia* em referência ao diâmetro da altura do peito (DAP).

Parâmetros abióticos complementares foram coletados para a caracterização da existência de microhabitats sob a influência da araucária e na área adjacente. Foram mensurados a temperatura do solo (°C), temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%), em cada ponto amostral. A presença/ausência de carvão no solo superficial (0 - 5 cm) foi amostrada, para acessar a ocorrência de fogo recente. Para testar a influência do pastejo, as espécies lenhosas registradas em todas as parcelas foram categorizadas quanto à presença/ausência de espinhos.

Análises estatísticas

Para a comparação da abundância de recrutas entre as áreas sob influência de *A. angustifolia* e nas áreas adjacentes, foi realizado um teste de Wilcoxon pareado, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal. A variação das condições ambientais foi avaliada a partir das variáveis abióticas, investigando-se quais foram influentes no padrão de distribuição e abundância dos recrutas. Para isto, foi realizada uma Análise de Regressão Generalizada Mista (GLMM) com as variáveis abióticas como termos fixos e a parcela amostrada como termo aleatório. Todas as análises foram realizadas utilizando o ambiente R (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram amostrados 16 indivíduos de *Araucaria angustifolia*, totalizando 32 unidades amostrais pareadas (16 sob a influência da araucária e 16 na área campo adjacente) (Tabela 1). A presença de carvão não foi observada em nenhuma unidade amostral, logo, foi considerado que a área não sofreu influência de fogo recente.

Tabela 1 : Dados amostrais de recrutamento sob influência de *Araucaria angustifolia* e área de Campo. A - Representa unidade amostral sob influência de Araucária; C - Representa unidade amostral no campo.

Parcela	Área	DAP	Temperatura do solo (°C)	Umidade (%)	N° de recrutadas	Recrutadas com espinhos
1	A	50	16,3	90	12	0
1	C	-	17,7	90	14	0
2	A	29,71	17,8	90	13	1
2	C	-	18,6	90	0	0
3	A	29,3	17,3	90	0	1
3	C	-	18	90	1	0
4	A	47,45	16,7	100	8	3
4	C	-	18,2	100	5	0
5	A	13,95	18,6	100	1	0
5	C	-	19,6	90	2	0
6	A	16,24	18,2	100	0	0
6	C	-	18,7	100	0	0
7	A	48,57	17,3	100	10	3
7	C	-	18,9	100	0	0
8	A	40,76	16,5	100	4	0
8	C	-	19,1	100	0	0
9	A	43,06	18,1	100	2	0
9	C	-	18,9	95	0	0
10	A	35,35	18,1	100	3	2
10	C	-	18,6	90	1	0
11	A	15,76	17,7	90	15	3
11	C	-	19,3	90	0	0
12	A	14,36	17,7	90	4	1
12	C	-	18,8	100	0	0
13	A	40,76	17,7	100	10	6
13	C	-	18,3	100	5	0

Parcela	Área	DAP	Temperatura do solo (°C)	Umidade (%)	N° de recrutadas	Recrutadas com espinhos
14	A	19,43	18,4	100	2	1
14	C	-	18,9	100	4	1
15	A	35,67	17,5	100	7	1
15	C	-	19,2	100	4	1
16	A	72,29	16,4	100	19	4
16	C	-	19,1	100	0	0

O resultado do teste de Wilcoxon pareado demonstrou que a abundância de recrutadas de plantas lenhosas foi maior abaixo das araucárias do que no campo aberto ($V = 97$; $p < 0,001$) (Figura 3).

Quando analisados os fatores que poderiam influenciar a diferença de abundância entre as áreas amostradas (com e sem influência da araucária), observou-se que a única variável abiótica que apresentou valor significativo foi a temperatura do solo (°C) (Tabela 2; Figura 4 a e b). Observou-se também que, uma vez que o DAP influenciou diretamente na temperatura do solo, este também foi um fator que influenciou a abundância de recrutadas (Figura 4 c).

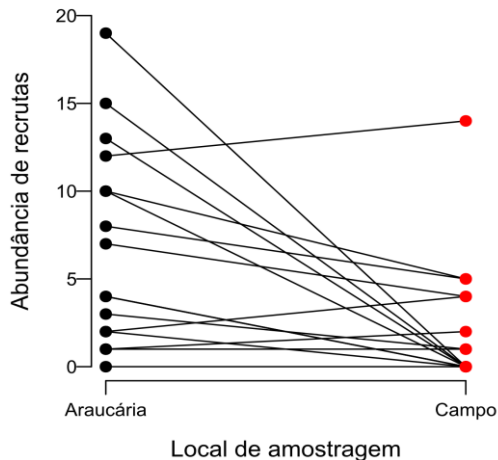


Figura 3: Comparação da abundância de recrutadas encontrados nos dois locais de amostragem demonstrando a diferença observada em cada parcela.

Tabela 2: Influência dos parâmetros abióticos sobre a abundância de recrutas de espécies lenhosas, testada através da Análise de Regressão Generalizada Mista (GLMM). *Indica diferença significativa.

Variável	T	p
Temperatura do solo (°C)	-4,127	0,001
Temperatura do ar (°C)	-0,411	0,688
Umidade (%)	-0,881	0,395
N° de araucárias próximas	0,387	0,706

Quando analisada a abundância de recrutas com espinhos, observou-se que sob araucárias houve maior proporção de recrutas com esta característica do que no campo aberto ($W=202$; $p < 0,01$) (Figura 5).

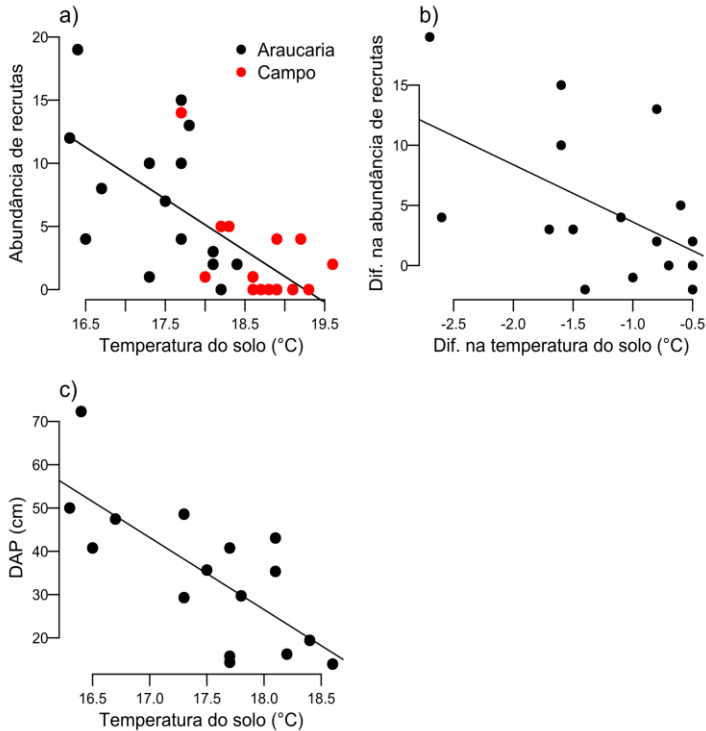


Figura 4: a) Relação da abundância de recrutas com a temperatura do solo (°C) de ambas áreas amostrais, b) Relação da diferença de abundância e temperatura de solo (°C) encontradas em cada parcela e c) Relação entre a temperatura do solo (°C) com o DAP das araucárias amostradas.

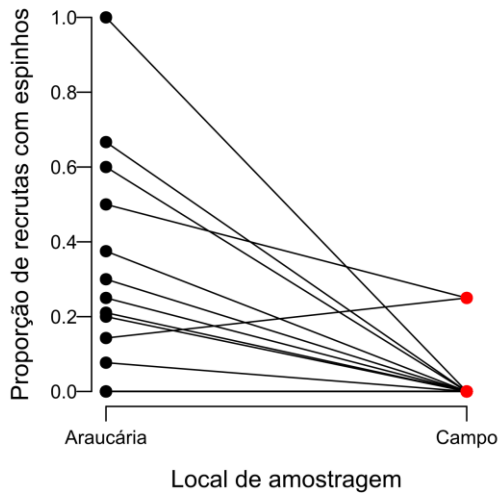


Figura 5: Comparação da abundância de recrutadas com espinhos encontrados nos dois locais de amostragem.

Discussão

A ocorrência de maior número de recrutadas em áreas sob a influência de araucária, quando comparado com as áreas de campo, corroboram a nossa hipótese inicial do processo de facilitação. O alto número de recrutadas sob as araucárias pôde ser explicado pela melhoria das condições ambientais promovidas por essa espécie, em que o microclima mais ameno seria responsável pela germinação de espécies menos tolerantes às condições de campo. Outros trabalhos da literatura descrevem este papel da espécie para a dispersão de espécies arbóreas (Duarte et al. 2006; Fogaça et al. 2015; Korndörfer et al. 2015). Assim, os dados obtidos corroboram o papel funcional da araucária no processo de expansão florestal nos campos e áreas manejadas por atividades antrópicas.

Estudos têm demonstrado a importância do solo no processo de facilitação, onde a composição química e a disponibilidade de água são fatores cruciais (Zanini e Ganade 2005; Zanini et al. 2006). Contudo, a temperatura do solo normalmente não é um parâmetro explorado para a compreensão do processo de facilitação.

Conforme os dados obtidos, as variações neste parâmetro parecem ser um fator relevante para o recrutamento de plantas pioneiras. Salientamos ainda que a temperatura do solo foi correlacionada com o DAP, o que sugere que araucárias com maior diâmetro, provavelmente mais velhas, proporcionam maior área de sombra e como consequência a diminuição da temperatura do solo em dias ensolarados. Assim, o tempo de influência na modificação das condições do ambiente sob a copa da árvore seria maior, permitindo a colonização de mais indivíduos de plantas lenhosas.

Outro filtro biológico considerado neste estudo é a presença de gado. Estes animais têm o comportamento de buscar áreas de sombra como proteção, e preferencialmente poderiam consumir maior proporções de recursos vegetais sob a área de sombra da araucária (Bernardi et al., 2016b). Apesar da maior predação de plântulas, este micro-habitat ainda seria mais apropriado ao desenvolvimento vegetal e à germinação de espécies florestais. Contudo, a observação de maior número de espécies com espinhos sob as araucárias sugere um reflexo de seleção de espécies que não seriam o recurso preferencial do gado.

Com os presentes resultados, pode-se inferir a importância da avaliação da temperatura do solo como filtro biológico, incluindo-se este parâmetro como descritor do papel de araucária no processo de expansão florestal. O mecanismo de facilitação observado na área de estudo pode ser entendido como um reflexo da melhoria da qualidade ambiental promovida por *A. angustifolia*. A presença de araucária como espécie pioneira parece ser determinante no sucesso de expansão florestal sobre as áreas de campo, e na composição e distribuição de espécies lenhosas nestes ambientes.

Agradecimentos

O grupo agradece ao apoio de Eduardo L. H. Giehl nas análises estatísticas.

Referências

- Bernardi, R. E.; Holmgren, M.; Arim, M.; Scheffer, M. (2016a) Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management*, **363**, 212 – 217.
- Bernardi, R. E.; Jongea, I. K.; Holmgren, M. (2016a) Trees improve forage quality and abundance in South American subtropical grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **232**, 227–231.
- Duarte, L. S.; Dos-Santos, M. M. G.; Hartz, S. M.; Pillar, V. D. (2006) Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*, **31**, 520 – 528.
- Fogaça, I. B.; Cerveira, A.; Scheer, G. G.; Maia, H.; Gomes, T. C.; Dechoum, M. S. (2016) Pode *Araucaria angustifolia* ser considerada uma espécie facilitadora no processo de conversão de campos em florestas? Teixeira, T. R. et al. (Orgs.) *Ecologia de Campo – do mar às montanhas*. Florianópolis, PPGECO/UFSC, 285 p.
- Hirota, M.; Holmgren, M.; Van Nes, E. H.; Scheffer, M. (2011) Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, **334**, 232-235.
- Holmgren, M.; Scheffer, M.; Huston, M. A. (1997) The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, **78**, 1966–1975.
- Korndörfer, C. L. (2012) *Mecanismos ecofisiológicos envolvidos no processo de estabelecimento da Araucaria angustifolia na sua atuação como planta nucleadora nos campos do Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande de Sul, Porto Alegre. 84 p.
- Korndörfer, C. L.; Dillenburg, L. R.; Duarte, L. D. S. (2015) Assessing the potential of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) as a nurse plant in highland grasslands of south Brazil. *New Zealand Journal of Botany*, **53**, 5-14.
- R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.r-project.org/>. 2017.
- Scholes, R. J.; Archer, S. R. (1997) Tree-grass interactions in savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **28**, 517 – 544.

- Silva, L. C. R.; Anand, M. (2011) Mechanisms of Araucaria (Atlantic) Forest Expansion into Southern Brazilian Grasslands. *Ecosystems*, **14**, 1354 – 1371.
- Zanini, L.; Ganade, G. (2005) Restoration of Araucaria Forest: The Role of Perches, Pioneer Vegetation, and Soil Fertility. *Restoration Ecology*, **13**, 507 – 514.
- Zanini, L.; Ganade, G.; Hübel, I. (2006) Facilitation and competition influence succession in a subtropical old field. *Plant Ecology*, **185**, 179 – 190.

***Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) e sua atuação como planta facilitadora através do efeito poleiro**

Gouvêa, L. P.; Teixeira, C. R.; Teixeira, L. N.; Sarmiento-Garcés, R.; Campos, L. L. F.; Flores, B. M.

Introdução

Araucaria angustifolia, popularmente conhecida como araucária, é a espécie dominante da Floresta Ombrófila Mista, ocupando até o início do século XX uma extensão de aproximadamente 200 mil quilômetros quadrados (Carvalho & Carvalho, 1994). Esta pode ocorrer tanto de forma contínua quanto em manchas isoladas (capões) nos campos. Como resultado do amplo desmatamento ocorrido no passado e da fraca restauração da espécie em programas de reflorestamento, restam hoje apenas cerca de 2% da mata original e, desde 1992, a araucária é classificada como vulnerável na lista de espécies ameaçadas de extinção (IBAMA, 1992). Esta espécie possui papel fundamental no processo de expansão florestal sob formações campestres por atuar como facilitadora (Zanini & Ganade, 2005; Duarte et al., 2006). Araucárias isoladas no campo podem funcionar como poleiros naturais, por atraírem aves dispersoras de frutos e sementes, assim como podem melhorar as condições abióticas para o estabelecimento de outras espécies vegetais (Oliveira & Pillar, 2004; Zanini & Ganade, 2005; Duarte et al., 2006). Alguns estudos têm avaliado a importância desse efeito poleiro, no processo de sucessão, com implicações principalmente no que se refere à restauração de áreas degradadas (Dos Santos & Patta Pillar, 2008). Considerando a dificuldade da chegada de diásporos zoocóricos (unidades de dispersão das plantas, que podem ser frutos, sementes ariladas ou infrutescências, através de animais (Wiesbauer et al., 2008), nas áreas distantes da floresta, a presença de poleiros poderia contribuir para o aumento no aporte de sementes. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo comparar o número de sementes abaixo de indivíduos de *Araucaria angustifolia* e em campo aberto. A nossa hipótese é de que abaixo da araucária haverá um número maior de sementes, uma vez que estas promoveriam maior recrutamento de espécies vegetais através do “efeito poleiro”.

Material e métodos

Área de estudo

Realizamos a coleta de dados na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina. Fizemos as amostragens abaixo de 8 indivíduos (selecionados previamente por Costa et al., neste livro, pág.16g) (Figura 1).

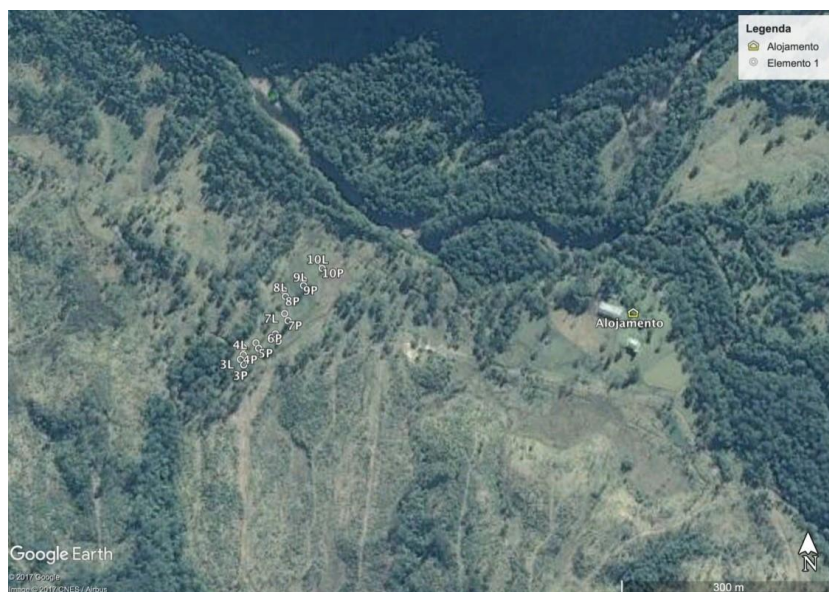


Figura 1. Mapa da área de estudo com os pontos dos indivíduos de Araucária e área de campo amostrados.

Coleta de dados

Para obtermos amostragens pareadas, com a presença de araucária e área de campo adjacente (pastagens), realizamos o mesmo protocolo de amostragem nas duas áreas. Para verificarmos a presença de sementes, coletamos amostras superficiais de solo (20cm de comprimento x 15 cm de largura e 5 cm de profundidade), incluindo a cobertura de gramíneas acima deste. Foi percorrida uma

distância de 10 metros a partir da araucária amostrada sentido Norte e então realizada uma nova coleta de solo em campo aberto. Também foi medida a cobertura vegetal (dossel) da araucária usando um densiômetro esférico (Bartlesville). Posteriormente, a triagem do banco de sementes foi realizada por 4 observadores durante um período de 30 minutos por amostra (Figura 2). Além disso, foram utilizados os dados de número de recrutas medidos nas mesmas áreas pelo Grupo 4.



Figura 2. (A) Coleta do banco de sementes em área de campo; (B) Amostra do banco de sementes retirado para a triagem; (C) Triagem de sementes com auxílio de lupa.

Análises estatísticas

Utilizamos o teste de *Wilcoxon* para verificarmos se o número total de sementes abaixo das araucárias era significativamente maior do que nas áreas de campo. Para verificar se as variáveis número de recrutas, abertura, diâmetro da copa e distância da borda estão relacionadas com o número de sementes, utilizamos a análise de Correlação. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R.

Resultados

No total, foram registradas 174 sementes, 96 sementes na amostragem abaixo das araucárias e 78 sementes na amostragem em campo. Os números totais de sementes abaixo das araucárias foram significativamente maiores do que nas áreas de campo ($V = 136, p = 0,0004$; Fig. 3). O número de sementes não teve relação com abertura da copa, o diâmetro da copa e distância da borda ($p=0,31$; $p=0,84$; $p=0,06$; $p=0,27$; respectivamente; Fig. 4 e 5), mas estava positivamente correlacionado com o número de recrutadas ($p= 0,016, R=0,64$) (Fig.5).

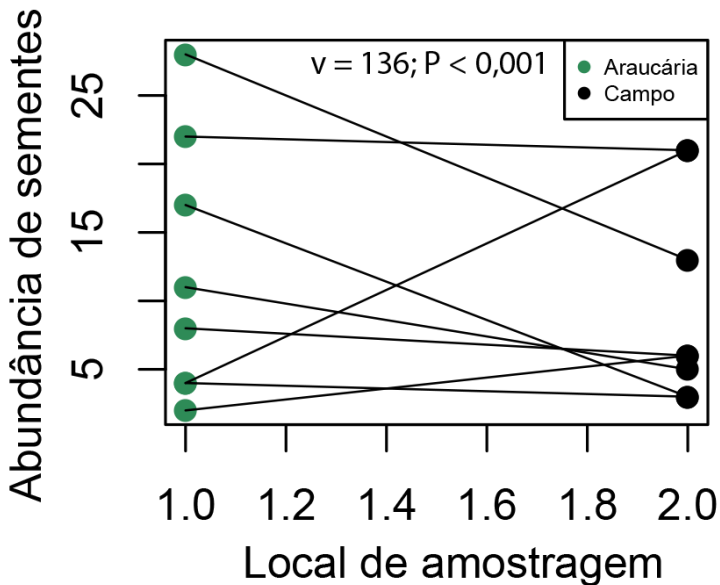


Figura 3. Boxplot pareado entre os locais de amostragem (Araucária e Área de campo), com relação a abundância de sementes encontradas.

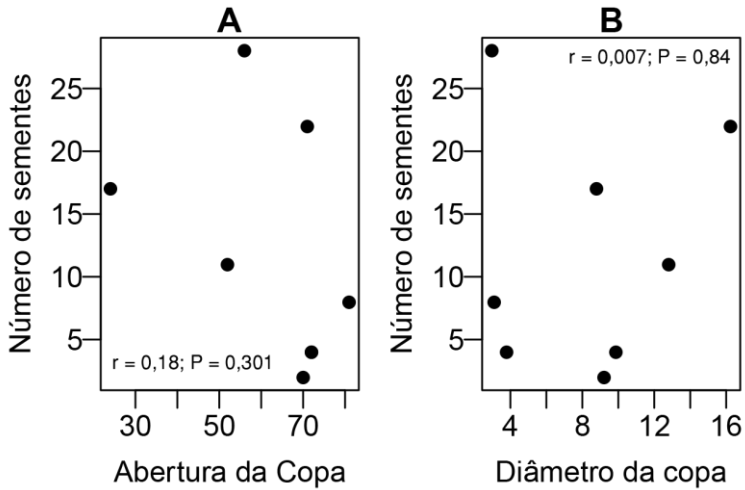


Figura 4. (A) Correlação entre número de Sementes e abertura da copa; (B) Número de sementes e Diâmetro da copa

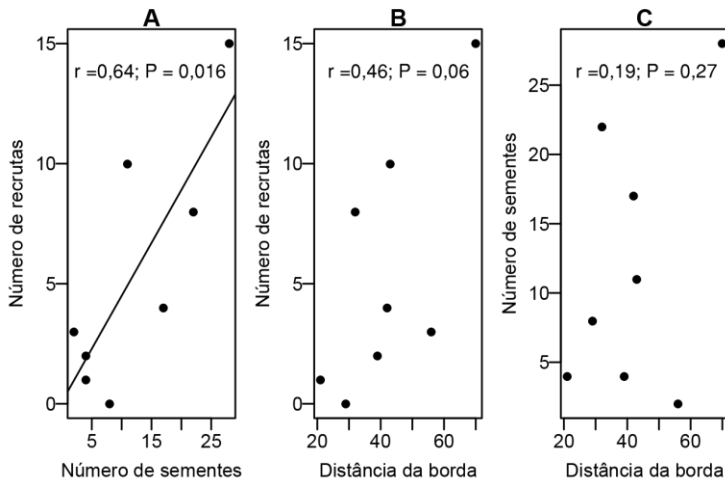


Figura 5. (A) Correlação entre o Número de recrutadas e Número de sementes; (B) Número de recrutadas e Distância da borda; (C) Número de sementes e Distância da borda

Discussão

Nossos resultados mostraram maior abundância de sementes abaixo das araucárias, corroborando a hipótese de que essa espécie atua como um poleiro natural, atraindo a fauna dispersora de outras espécies (Dos Santos & Patta Pillar, 2008). Assim, essas árvores maiores isoladas sobre os campos poderiam ser mais atrativas para a avifauna (Shiels & Walker, 2003) e proporcionar o estabelecimento de espécies vegetais nestes locais. A floresta da Araucária é um ecossistema subtropical que vem desaparecendo nas últimas décadas (Santos et al., 2011). Os programas de restauração envolvendo esse tipo de floresta são poucos, e as informações são escassas a respeito de como processos ecológicos, como competição, facilitação e dispersão de sementes, influenciam a restauração da floresta natural (Zanini & Ganade, 2005). Dessa maneira, o fato de encontrarmos mais recrutas onde haviam maior disponibilidade de sementes, evidencia a facilitação das mudas por plantas adultas, que possivelmente amenizam condições ambientais estressantes, tendo um papel fundamental na estrutura das comunidades vegetais (Flores & Jurado, 2003). A araucária por ser considerada uma planta nucleadora, pois apresenta a capacidade de modificação do ambiente tanto acima ("efeito de copa") quanto abaixo do solo ("efeito do solo") beneficiando o estabelecimento de mudas (Korndorfer, 2012).

O "efeito de copa" pode envolver melhoria microclimática, caracterizado por menor irradiância e temperatura do ar, e conseqüentemente menor demanda de evapotranspiração, do que áreas abertas sem vegetação (Móseno & Dillenburg, 2004). Araucárias também podem dessa forma contribuir para reduzir a predação de sementes e herbivoria dos regenerantes, que podem apresentar estruturas como espinhos para repelir predadores ou apenas escondendo-as fisicamente (Rebollo et al., 2002; Gómez-Aparicio et al., 2005). Já o efeito do solo envolve as modificações que a vegetação produz nas propriedades químicas, físicas e biológicas deste (Torres et al., 1997). Contudo, estes efeitos se inter-relacionam, uma vez que, a baixa radiação que chega nas mudas sob as plantas "nucleadoras" ou "enfermeiras" reduz a temperatura do solo e as perdas evaporativas de água (Korndorfer, 2012, Duarte et al., 2006). Sendo assim, o maior teor de matéria orgânica melhora a retenção de água do solo, fazendo com que as taxas de decomposição sejam maiores do que nas áreas abertas (Aguilera et al., 1999; Zanini & Ganade, 2005).

Nesse contexto, araucárias poderiam ser utilizadas como poleiros, não somente pela oferta alimentar, mas também os animais poderiam utilizar a copa como refúgio.

Por fim, concluímos que o papel de facilitação exercido por árvores de araucária inclui o aumento da dispersão de sementes, devido ao maior número de sementes abaixo das araucárias, o que permite a aceleração dos estágios iniciais da sucessão de vegetação e a expansão das florestas de Araucária sobre o campo.

Referências

- Aguilera L.E., Gutiérrez J.R., & Meserve P.L. (1999) Variation in soil micro-organisms and nutrients underneath and outside the canopy of *Adesmia bedwellii* (Papilionaceae) shrubs in arid coastal Chile following drought and above average rainfall. *Journal of Arid Environments*, **42**, 61–70.
- Carvalho P.E.R. & Carvalho P. (1994) *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze: Pinheiro-do-paraná. *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. Colombo: EMBRAPA-CNPq/Brasília: EMBRAPA-SPI, 70–78.
- Dos Santos M.M.G. & Patta Pillar V. de (2008) Influência de poleiros naturais e artificiais na expansão da floresta com araucária sobre os campos, em São Francisco de Paula, RS. *Revista Brasileira de Biociências*, **5**, pg–594.
- Duarte L.D.S., Dos Santos M.M., Hartz S.M., & Pillar V.D. (2006) Role of nurse plants in *Araucaria* forest expansion over grassland in South Brazil. *Austral Ecology*, **31**, 520–528.
- Flores J. & Jurado E. (2003) Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, **14**, 911–916.
- Gómez-Aparicio L., Gómez J.M., Zamora R., & Boettinger J.L. (2005) Canopy vs. Soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 191–198.
- IBAMA, 1992. Lista Oficial da Flora Ameaçada de Extinção. Portaria Nº 06-N, de 15 de Janeiro. Brasília, DF, Jan 1992.

- Korndorfer, C. L. Mecanismos ecofisiológicos envolvidos no processo de estabelecimento da *Araucaria angustifolia* e na sua atuação como planta nucleadora nos campos do Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul 2012. 84f. Tese (Doutorado em Botânica) - Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- Mósená, M., & Dillenburg, L. R. (2004). Early growth of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia* [Bertol.] Kuntze) in response to soil compaction and drought. *Plant and soil*, 258, 293-306.
- Oliveira J.M. & Pillar V. (2004) Vegetation dynamics on mosaics of campos and araucaria forest between 1974 and 1999 in southern brazil. *Community ecology*, 5, 197-202.
- Rebollo S., Milchunas D., Noy-Meir I., & Chapman P. (2002) The role of a spiny plant refuge in structuring grazed shortgrass steppe plant communities. *Oikos*, 98, 53-64.
- Santos, J. P. D., Iserhard, C. A., Teixeira, M. O., & Romanowski, H. P. (2011). Fruit-feeding butterflies guide of subtropical Atlantic Forest and Araucaria Moist Forest in State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotropica*, 11(3), 253-274.
- Shiels A.B. & Walker L.R. (2003) Bird perches increase forest seeds on puerto rican landslides. *Restoration Ecology*, 11, 457-465.
- Torres, R. B., Martins, F. R., & Kinoshita, L. S. (1997). Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, 20, 41-49.
- Zanini L. & Ganade G. (2005) Restoration of araucaria forest: The role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecology*, 13, 507-514.
- Wiesbauer, M. B., Giehl, E. L. H., & Jarenkow, J. A. (2008). Padrões morfológicos de diásporos de árvores e arvoretas zoocóricas no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 22, 425-435.

Composição e riqueza de macrofungos da madeira em três estruturas vegetacionais de uma área de Floresta Ombrófila Mista impactada

Ferreira, L. F.; Marciniak, B.; Carneiro, A. P.; Blanco, G. D.; Drechsler-Santos, E. R.

Introdução

Os macrofungos são organismos que apresentam estruturas reprodutivas macroscópicas, chamadas de ascomas e basidiomas, e são representantes importantes de Ascomycota e Basidiomycota, respectivamente (Lodge et al., 2004). Muitos deles, como saprobios, obtêm seus nutrientes por digestão extracelular a partir da decomposição de substratos de uma grande variedade de fontes orgânicas e, deste modo, contribuem para a ciclagem de nutrientes, devolvendo para o solo os elementos químicos que serão fixados pelas plantas (Moore et al., 2011). Também são parte vital das conexões das teias alimentares de ecossistemas florestais e campestres (Urcelay et al., 2004; Moore et al., 2011).

Macrofungos degradadores de madeira são aqueles que possuem capacidade de acessar a matéria orgânica vegetal através da decomposição de compostos lignocelulosicos (Monroy et al., 2011; Lengowski et al., 2013). A estruturação da comunidade de macrofungos degradadores de madeira está relacionada com a estrutura da vegetação presente no ambiente e com os tipos de substratos disponibilizados por ela, podendo ser galhos, troncos e raízes de diferentes tamanhos e estágios de decomposição (Lodge et al., 2004). Juntamente com a disponibilidade desses recursos, fatores abióticos como latitude e precipitação também moldam a distribuição de macrofungos (Lodge et al., 2004). Sendo assim, quanto maior a composição de plantas e mais complexo for o ambiente, maior será a diversidade de fungos e assim, mais difícil identificar relações de especificidade para com o tipo de substrato. Da mesma forma, quanto menos diversa a comunidade vegetal, menor será a diversidade de fungos e, teoricamente, esta apresentará mais especificidade para com o substrato (Lodge et al., 2004; Drechsler-Santos et al., 2010).

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) está inserida no domínio da Mata Atlântica e é composta por vegetações de clima subtropical e tropical (Franco Freitas et al., 2017). Em um inventário florístico da FOM no Estado de Santa Catarina, foram registradas 925 espécies de espermatófitas pertencentes a 439 gêneros e 116 famílias botânicas (Gasper et al., 2013). Atualmente no estado, a FOM ocupa menos de 25% da sua área original em função das pressões antrópicas relacionadas a urbanização, agropecuária e exploração de madeira, sendo que as áreas florestais remanescentes encontram-se isoladas como fragmentos entre campos agrícolas e de pastagem (Gasper et al., 2013). A formação de fragmentos cria as bordas florestais, que são as áreas de contato do interior da mata com a matriz modificada (Murcia, 1995). As bordas então são impactadas com o aumento da exposição ao vento, aumento da temperatura, radiação e diminuição da umidade (Murcia, 1995). Essas alterações abióticas refletem diretamente na distribuição dos organismos devido as alterações microclimáticas e também de interações ecológicas entre os organismos, uma vez que tal mudança exige adaptação a um habitat com novas condições ambientais (Lima-Ribeiro, 2008). As consequências na estruturação de uma comunidade que está relacionada com as alterações bióticas e abióticas na borda de um fragmento é chamada de efeito de borda (Murcia, 1995; Lima-Ribeiro, 2008).

Frente aos problemas relacionados com a fragmentação, objetivamos com esse trabalho analisar se existe diferença na composição e riqueza de macrofungos da madeira em diferentes estruturas vegetacionais (mata, borda e campo) e se a riqueza da comunidade de fungos está relacionada com os tipos de substratos (tronco, galho, raiz e nó de pinho) disponíveis em cada estrutura vegetacional, bem como o estágio de decomposição (inicial, médio e avançado). Acreditamos que existe uma maior riqueza de fungos no interior da floresta devido a maior disponibilidade de recurso (substrato) proveniente da maior diversidade de plantas e também pelo fato de ter uma estrutura florestal mais complexa, criando condições de temperatura e umidade adequadas para o estabelecimento de uma maior diversidade de fungos (Lodge et al., 2004). Também acreditamos que a riqueza se relaciona com a disponibilidade de troncos em estágio de decomposição mediano, já que as espécies ocupam grupos funcionais e nichos diferentes (Walker et al., 1999; Urcelay et al., 2004; Borba-silva et al., 2015). Em relação à composição de espécies, acreditamos que a comunidade de fungos que estão na borda e no campo

esteja aninhada com a comunidade de fungos encontrada no interior da mata devido à redução de substrato disponível para fixação nesses ambientes.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Reunidas Campo Novo, localizada no município de Bom Retiro - SC, Serra Catarinense. A fitofisionomia da região é composta por um mosaico de Floresta Ombrófila Mista e Campos (IBGE 2012). A área possui diferentes intensidades de manejo para pastejo, agricultura e extração de madeira. Apresenta temperatura anual de ~ 13°C e precipitação média de 1600 mm/ano (Franco Freitas et al., 2017). Foi escolhido uma área de vegetação alterada que representava um gradiente de floresta para campo. A floresta foi caracterizada pela densa vegetação arborícola, arbustiva e com formação de dossel complexa; o campo foi caracterizado pela dominância de gramíneas e de vegetação arbustiva, sem estruturação formação de dossel; e a borda caracterizada pela região intermediária entre o campo e a mata, apresentando menor densidade de árvores e arbustos e maior distância entre eles.

Para mensurar a complexidade do habitat, fotografamos o dossel nas áreas de mata e borda em três pontos de cada transecto, sendo uma foto em cada extremidade e uma no centro. Com auxílio do aplicativo GLAMA Gap Light Analysis Mobile App (Tichý, 2015), obtivemos valores de abertura de dossel a partir das áreas da foto que registram a entrada de luz, inferindo que, áreas com menor abertura do dossel seriam mais complexas (mata) que aquelas com maior abertura (campo).

Coleta de dados

Para o levantamento dos macrofungos de madeira, percorremos seis transectos de 19 m², sendo dois em cada tipo de estrutura vegetacional (Mata, Campo e Borda), conforme demonstrado na Figura 1.

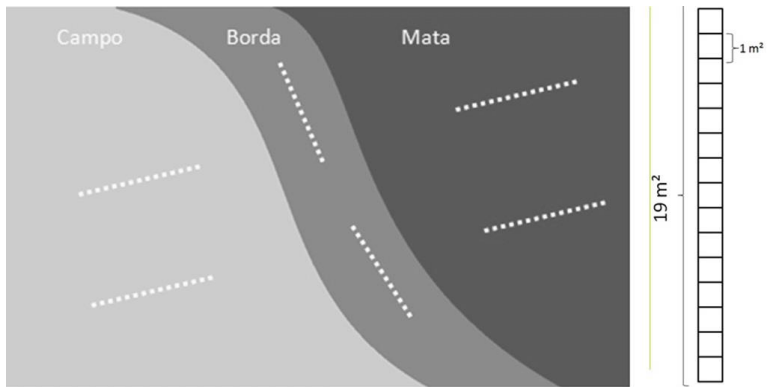


Figura 1: Desenho amostral da área estudada divididas em transectos e sub-parcelas, nos três tipos de estrutura vegetacional.

Em cada transecto de 19 m² foram avaliados todos os substratos de madeira encontrados em seu interior (Figura 2.A), levando em consideração os seguintes aspectos do substrato: Tipo (tronco, galho, nó de pinho); Posição (caído, vertical ou suspenso); Estágio de decomposição (inicial, moderado ou avançado); e Podridão (branca e marrom), sendo que o diâmetro mínimo do substrato considerado para inclusão foi de 5 cm (Figura 2.B). Os macrofungos presentes nestes transectos foram identificados em campo e alguns foram coletados para checagem da identificação em laboratório quando necessário.



Figura 2: Método de coleta e análise dos parâmetros em campo. A) parcela e sub-parcelas de cada transecto; B) obtenção do diâmetro dos substratos encontrados no interior das parcelas.

Para verificar se existe diferença nas médias de riqueza de macrofungos considerando as diferentes categorias de estrutura vegetacional, tipo de substrato e estágio de decomposição, realizamos um teste não paramétrico de Kruskal-Walis devido a não normalidade dos dados. Posteriormente, com auxílio do pacote "PMCMR" (Pohlert, 2014), aplicamos um teste de Nemenyi para verificar quais são as médias que se diferem estatisticamente entre si. Para verificar se a riqueza se relaciona com a abertura do dossel realizamos um modelo linear generalizado (GLM). Para saber se a comunidade de macrofungos degradadores de madeira do campo e da borda está aninhada na comunidade de macrofungos da mata, realizamos uma análise de aninhamento com auxílio do pacote "Vegan" (Oksanen et al., 2017). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram encontradas 57 espécies de macrofungos de madeira nas três áreas estudadas (Tabela 1), sendo 37 na mata, 15 na borda e 9 espécies no campo. Apenas uma das espécies foi encontrada nas três estruturas vegetacionais (Figura 3).

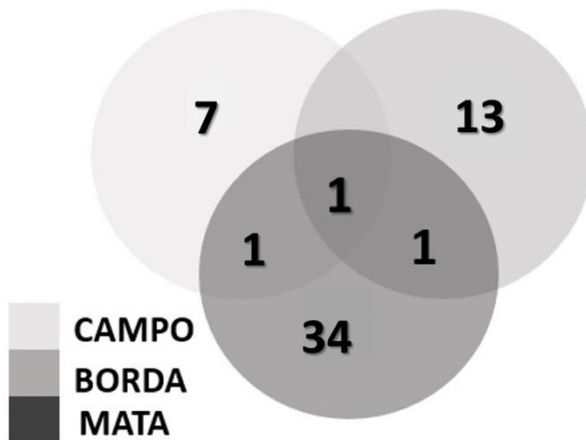


Figura 3: Riqueza das espécies de macrofungos única e compartilhada das estruturas vegetacionais exploradas.

Tabela 1: Espécies de macrofungos de madeira encontrados nas três áreas estudadas. As espécies marcadas com asterisco (*) correspondem àquelas compartilhadas entre as áreas.

Mata	Borda	Campo
Agaricales sp. 1	Auricularia fuscosuccinea (Henn, 1893)	Antrodia albida (Donk, 1966) *
Antrodia albida (Donk, 1966) *	Ceriporia sp. 3	Ceriporia sp. 4
Ceriporia sp. 1	Corioloopsis caperata (Murrill, 1908)	Ceriporia sp. 5
Ceriporia sp. 2	Corticeaceae sp. 3	Corticeaceae sp. 4 *
Ceriporia sp. 6	Corticeaceae sp. 4 *	Corticeaceae sp. 9
Clorociboria sp. 1	Corticeaceae sp. 8 *	Hymenochaete sp. 4
Corioloopsis rigida (Murrill, 1908)	Corticeaceae sp. 10	Hypocrea sp. 2
Corticeaceae sp. 1	Corticeaceae sp. 11	Pycnoporus sanguineus (Murrill, 1904)
Corticeaceae sp. 2	Hymenochaete sp. 3	Tremella sp. 1
Corticeaceae sp. 4 *	Hypoxyllum sp. 4	
Corticeaceae sp. 5	Lopharia sp. 1	
Corticeaceae sp. 6	Mycena sp. 3	
Corticeaceae sp. 7	Mycoacia sp. 3	
Corticeaceae sp. 8 *	Xylaria sp. 1	
Flaviporus venustus (David & Rajchenb, 1985)	Xylaria sp. 2	
Fuscoporia gilva (Wagner & Fisch, 2002)		
Hemimycena sp. 1		
Hymenochaete sp. 1		
Hymenochaete sp. 5		
Hyphodontia paradoxa (Langer & Vesterh, 1996)		
Hypocrea sp. 1		
Hypoxyllum sp. 1		
Hypoxyllum sp. 2		
Hypoxilum sp. 3		
Lachnum brasiliense (Haines & Dumont, 1984)		

Mata	Borda	Campo
Lentinus crinitus (Fr, 1825)		
Marasmiellus sp. 1		
Marasmius sp. 1		
Marasmius sp. 2		
Melanomphalia sp. 1		
Microporelus sp. 1		
Mycena sp. 1		
Mycena sp. 2		
Mycoacia sp. 1		
Mycoacia sp. 2		
Orbilina sp. 1		
Stereum sp. 1		
Riqueza: 37	Riqueza: 15	Riqueza: 9

O teste de Kruskall-Wallis não apresentou significância para riqueza de macrofungos em relação às áreas amostradas ($p > 0,05$), porém a Figura 3 e Tabela 1 demonstram que a área de mata abriga uma maior riqueza de fungos que a área de borda e de campo, compartilhando apenas uma espécie com as demais áreas, uma com a área de borda e uma espécie com o campo. No teste da composição de espécies das três áreas, observamos que acontece um aninhamento de 9%, representando uma taxa de *turnover* entre as três áreas de 91%. Em relação ao tipo de substrato, o teste de Kruskall-Wallis mostrou diferença significativa entre a média de riqueza de macrofungos encontrada em cada substrato ($p = 0,05$). No teste a posteriori, observou-se que a diferença de riqueza foi entre galho e nó de pinho ($p < 0,05$), sendo que a riqueza de macrofungos degradadores de madeira era maior em galhos. (Figura 4).

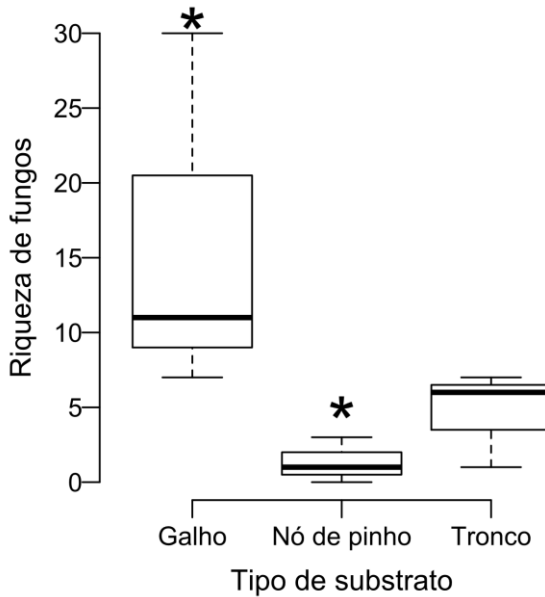


Figura 4: Relação da riqueza em função do tipo de substrato. Os asteriscos (*) mostram o tipo de substrato em que foi encontrado diferença na riqueza de fungos.

O teste de Kruskal-Wallis identificou diferença significativa entre as médias de riqueza de macrofungos em função do estágio de decomposição ($p < 0,05$). No teste a posteriori, foi observado que a diferença na riqueza de fungos foi entre a decomposição média e avançada ($p < 0,05$), sendo que a maior riqueza foi registrada em substratos com decomposição média (Figura 5).

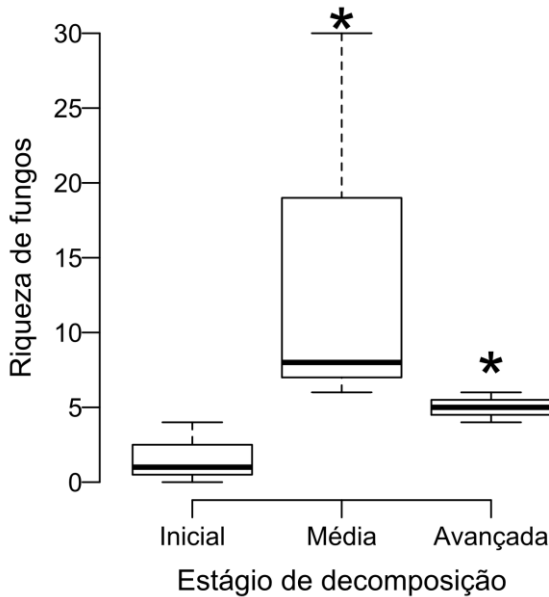


Figura 5: Relação da riqueza em função do estágio de decomposição do substrato. Os asteriscos (*) mostram em qual estágio de decomposição do substrato foi encontrado diferença na riqueza de fungos.

O GLM não encontrou relação significativa entre riqueza de macrofungos e abertura do dossel ($p > 0,05$), porém quando o dossel possui 100% de abertura, como no caso da área de campo, existe uma menor riqueza quando comparado com as áreas de mata e borda, onde a abertura do dossel é menor (Figura 3).

Discussão

Apesar de não ter sido encontrada diferença significativa entre as médias de riqueza de macrofungos encontrados em cada área amostrada, a figura 3 e a Tabela 1 demonstram que a área de mata concentrou maior riqueza de fungos. Lodge et al. (2004) após reunirem trabalhos a fim de explorar métodos para mensurar a diversidade de fungos, apontaram que a riqueza e composição de fungos acompanham a riqueza e composição de plantas, uma vez que existem associações específicas entre fungos ectomicorrízicos e algumas famílias e/ou gêneros de

plantas. Para os fungos decompositores de madeira esse padrão não é diferente, uma vez que eles dependem da disponibilidade de substrato para fixação (Borba-Silva et al, 2015). Bader et al. (1995), estudaram a diversidade de macrofungos decompositores de madeira em um gradiente de desmatamento no norte da Suécia, e encontraram uma diminuição da diversidade destes nas áreas mais afetadas pelo desmatamento. Assim, os autores concluíram que a abundância de substrato está positivamente correlacionada com a diversidade de macrofungos, uma vez que as espécies dependem de matéria morta para sua existência. A especificidade de fungos com o tipo de substrato também é um fator modulador na distribuição desses organismos (Drechsler-Santos et al. 2010). Conforme verificado no trabalho de Drechsler-Santos et al. (2010), as condições abióticas de um ambiente semiárido na Caatinga fizeram com que os fungos aumentassem a especificidade para com plantas vivas devido a maior disponibilidade de água nas mesmas, resultando em uma menor diversidade de macrofungos capaz de sobreviver em condições de stress hídrico e pouco substrato disponível. Ao contrário do observado por May (1991), que registrou uma alta diversidade de fungos em florestas, porém menos específicos devido a maior disponibilidade e variabilidade de substratos.

O efeito de borda é um importante filtro para o estabelecimento de uma comunidade de plantas (Murcia, 1995; Lima-Ribeiro, 2008) e a comunidade de fungos pode acompanhar esse padrão. Foi observado nesse trabalho que das 15 espécies encontradas na área de borda, apenas uma é compartilhada com a mata e uma com mata, campo e borda, sendo 13 espécies específicas desta região (Figura 3 e Tabela 1). Uma vez que os fungos dependem de substratos disponíveis (Lodge et al., 2004), quando ocorre o desmatamento de uma floresta e a mesma sofre com alterações microclimáticas na borda, apenas algumas espécies vegetais se estabelecem nesse novo contexto em que há aumento da temperaturas, da radiação, da exposição ao vento e diminuição da umidade (Murcia, 1995; Fontoura et al., 2006; Lima-Ribeiro, 2008), filtrando não só a vegetação, mas também a comunidade de fungos associada ao substrato disponível.

Apesar de não ter sido encontrada relação significativa na análise estatística entre riqueza de fungos e cobertura do dossel, nossos resultados demonstram que as áreas de mata fechada e de borda (com menor abertura de dossel e maior

complexidade de habitat) abrigam uma maior riqueza de fungos quando comparada com áreas de campo, cujo dossel é ausente e com intensa entrada de luz (Figura 3, 7 e Tabela 1). Essa situação pode estar relacionada com o tipo de ambiente e das condições microclimáticas proporcionadas por este, tanto para estruturação da vegetação e disponibilidade de substrato quanto para o estabelecimento de macrofungos decompositores de madeira (Lodge et al., 2004).

Nesse trabalho, o tipo de substrato que apresentou maior riqueza foi o galho, seguido de tronco e de nó de pinho (Figura 5). A literatura relata maior diversidade em troncos que em galhos em razão do maior volume e maior superfície para fixação dos fungos (Bader et al., 1995; Urcelay et al., 2004). Embora nossos resultados tenham demonstrado diferenças dos trabalhos supracitados, acreditamos que isso tenha ocorrido pelo fato de termos encontrado poucos troncos dentro das três áreas (15,5%). Essa situação pode ocorrer devido a alteração do habitat natural, uma vez que as áreas estudadas são alvo do extrativismo de madeira e pastejo de gado (Fontoura et al., 2006).

Lodge et al. (2004) descreve em seu guia metodológico para amostragem de fungos que, para estimar melhor a riqueza e composição de macrofungos, um esforço amostral deve abranger vários dias em estações propensas para encontrar estruturas reprodutivas macroscópicas ao longo de no mínimo dois anos. Assim, aumentaria o número de espécies amostradas, uma vez que, nem todas desenvolvem suas estruturas ao mesmo tempo e no mesmo ano (Lodge et al., 2004). Contudo, conseguimos encontrar resultados sobre a riqueza dos fungos em função da estruturação da vegetação e estágio de decomposição do substrato semelhante aos encontrados na literatura (Bader et al., 1995; Urcelay et al., 2004). Foi registrado que, nas áreas com perda de vegetação lenhosa, como os campos e as áreas de borda, acontece uma redução significativa no número de espécies de plantas e conseqüentemente, uma alteração na composição dos fungos. Assim, ressaltamos a importância da conservação de áreas florestadas para preservar a variabilidade genética dos fungos e dos serviços ecossistêmicos prestados por eles.

Agradecimentos

Somos gratos ao Eduardo Giehl e pela ajuda nas análises, ao Leonardo Leite pela ajuda nas análises e formatação do artigo e a Maiara Hayata pela revisão final.

Referências

- Bader P., Jansson S., & Jonsson B.G. (1995) Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, **72**, 355–362.
- Borba-silva M.A., Drechsler-santos E.R., & Robledo G.L. (2015) Community structure and functional diversity of polypores (Basidiomycota) in the Atlantic Forest of Santa Catarina State, Brazil. *Biotemas*, **28**, 1–11.
- Drechsler-Santos E.R., Santos P.J., Gibertoni T.B., & Cavalcanti M.A. (2010) Ecological aspects of Hymenochaetaceae in an area of Caatinga (semi-arid) in Northeast Brazil. *Fungal Diversity*, **42**, 71–78.
- Fontoura S.B., Ganade G., & Larocca J. (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**, 79–91.
- Franco Freitas R., Marcel A., Silva A.L.L., Silveira T.C.L., & Giehl E.L.H. (2017) *Ecologia de campo : Serra e Litoral Catarinense*.
- Gasper A.L. de, Sevegnani L., & Vibrans A. (2013) Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista. *Rodriguésia*, **64**, 201–210.
- Lengowski E.C., BOLZON DE MUNIZ G., NISGOSK D., & Magalhães W.L.E. (2013) Avaliação de métodos de obtenção de celulose com diferentes graus de cristalinidade. *Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Lima-Ribeiro M.D.S. (2008) Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, **22**, 535–545.

- Lodge D.J., Ammirati J.F., O'dell T.E., Mueller G.M., Huhndorf S.M., Wang C.J., Stokland J.N., Schmit J.P., Ryvardeen L., Leacock P.R., Mata M., Umaña L., Wu Q.F., & Czederpiltz D.L. (2004) Terrestrial and Lignicolous Macrofungi. *Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods*, 127–172.
- May R. (1991) A fondness for fungi. *Nature*, **352**, 475–476.
- Monrroy M., Ortega I., Ramírez M., Baeza J., & Freer J. (2011) Structural change in wood by brown rot fungi and effect on enzymatic hydrolysis. *Enzyme and Microbial Technology*, **49**, 472–477.
- Moore D., Robson G.D., & Trinci A.P.J. (2011) *21st century guidebook to fungi with CD*. University of Manchester, Manchester, England.
- Murcia C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **10**, 58–62.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., & Wagner H. (2017) *Vegan: Community ecology package*.
- Pohlert T. (2014) *The pairwise multiple comparison of mean ranks package (pncmr)*.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Tichý L. (2015) GLAMA – Gap Light Analysis Mobile App User's Manual. *Dept. of Botany and Zoology - Masaryk University. Brno, Czech Republic*, 13.
- Urcelay C., Urcelay C., Robledo G., Multidisciplinario I., Vegetal D.B., N F.C.E.F., & Córdoba U.N.D. (2004) Community structure of polypores (Basidiomycota) in Andean alder wood in Argentina : Functional groups among wood - decay fungi ? Community structure of polypores (Basidiomycota) in Andean alder wood in Argentina: Functional groups among wood-decay f. *Austral Ecology*, **29**, 471–476.
- Walker B., Kinzig A., Langridge J., & Langridgel J. (1999) Attribute Diversity, Resilience, Ecosystem Function: The Nature Species. *Significance*, **2**, 95–113.

Cada macaco no seu galho: estudo do particionamento da diversidade beta em assembleias de besouros escarabeíneos

Rupil, G.; Machado, M. X.; Burg Mayer, G.; Peres, L. M. C.; Roos, A. L.; Medina-Hernández, M. I.

Introdução

A diversidade beta, inicialmente proposta por Whittaker (1960), traz o conceito de variação na composição de espécies nas assembleias entre diferentes locais ou em função de um gradiente ambiental. As ideias mais clássicas consideravam a diversidade beta como um componente da diversidade em diferentes escalas (diversidade alfa e gama) seja por uma formulação multiplicativa ($\beta = \gamma/\alpha$) ou aditiva ($\beta = \gamma - \alpha$) (Baselga, 2010).

A visão atual traz a ideia do particionamento da diversidade beta em dois componentes diferentes, o "nestedness" (aninhamento de espécies) e o "replacement" ou "turnover" (substituição de espécies). O aninhamento ocorre quando as biotas das áreas com menor riqueza de espécies são subconjuntos da biota de áreas mais ricas (Wright & Reeves, 1992; Ulrich & Gotelli, 2007), refletindo um processo de perda de espécies não aleatório como uma consequência de determinado fator que promove a desagregação das assembleias (Gaston & Blackburn, 2000). A substituição implica a troca de um número igual de espécies entre os locais quando são analisados gradientes ecológicos ou ambientais. A substituição de algumas espécies por outras acontece como uma consequência do ordenamento ambiental ou de filtros ambientais, competição ou fatores históricos (Baselga, 2010; Legendre, 2014).

Com isso, ao compararmos dois locais, a diversidade beta pode ser particionada entre a similaridade entre os locais, ou seja, o aninhamento de espécies, e a dissimilaridade, que poderá ainda ser decomposta entre a substituição de espécies ("replacement") e a diferença de riqueza que se refere ao número real de espécies diferentes entre os dois locais (Legendre, 2014). A compreensão dessa diferenciação é de grande importância para se analisar os processos formadores da

biodiversidade, bem como para a adequação de estratégias de conservação, que são diferentes dependendo dos padrões de aninhamento ou de substituição de espécies (Baselga, 2010).

Besouros Scarabaeinae, ou besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeidae), são organismos decompositores em ecossistemas tropicais e temperados, que utilizam matéria orgânica em decomposição como comida para larvas e adultos (Hernández et al., 2014). Tais organismos contribuem para diversos papéis funcionais, como dispersão secundária de sementes, ciclagem de nutrientes, aeração do solo, e controle de parasitas de vertebrados (Andresen & Feer, 2005). Estes são considerados insetos indicadores ambientais, usados na avaliação de efeitos ecológicos causados por mudanças na estrutura de habitat e integridade ecossistêmica resultante da degradação ambiental, uma vez que respondem rapidamente aos efeitos de destruição, fragmentação e isolamento de habitat.

Comunidades de besouros rola-bosta mostram distintos padrões de organização ao se tratar de fragmentos florestais ou áreas deterioradas por atividades humanas. Muito das diferenças na composição de espécies por área pode ser explicada pela diferença nos ambientes (Hernández et al., 2014). Além disso, por causa de suas dietas focadas principalmente em excrementos de mamíferos, um declínio do tamanho populacional e abundâncias desses resultam em um efeito cascata que irá causar o decréscimo na riqueza de espécies e abundância de besouros Scarabaeinae. Portanto, utilizá-los como objeto de estudo podem indicar mudanças ambientais (Hernández et al., 2014).

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o particionamento da diversidade beta de escarabeíneos e avaliar a relação entre três áreas com diferentes fitofisionomias: campo, borda e floresta. Nossa primeira hipótese é de que haverá uma alta substituição de espécies (*replacement*) entre mata e campo, uma vez que habitats diferentes oferecem condições e recursos diferentes para as espécies, podendo influenciar na estruturação das comunidades de escarabeíneos. Nossa segunda hipótese é de que a área de borda deverá estar aninhada com um desses ambientes, por ser uma faixa de transição entre estes.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Reunidas Campo Novo, localidade de Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina. Foram selecionadas três áreas com diferentes habitats: campo, borda e floresta.

Coleta de dados

O estudo foi realizado em novembro de 2017. Em cada área foram instalados 10 *pitfalls* alinhados em intervalos de 10 metros. Cada *pitfall* consistia em um pote plástico de um litro protegido por uma tampa de plástico apoiada por três espetos de madeira e enterrados até a borda do solo. Dentro dos *pitfalls* adicionou-se uma solução de água com detergente neutro. A tampa foi posicionada elevada em cima do pote, mantendo-se uma distância de cerca de 20 cm entre a tampa e o pote. Uma isca, preparada com uma trouxa de tecido com fezes caninas amarrada com barbante foi fixada à tampa do pote, permanecendo suspensa entre a tampa e a abertura.

No quarto dia após a instalação do experimento o conteúdo das armadilhas foi coletado, triado e analisado, identificando-se e quantificando-se as espécies de escarabeíneos presentes.



Figura 1 - Área de estudo, destacando os três transectos de 100 metros nas áreas de mata, borda e campo.

Análise de dados

Primeiramente, de maneira a verificar se a riqueza de espécies diferia entre as áreas, foram elaboradas curvas de rarefação da riqueza destas (mata, borda e campo) através do pacote iNEXT (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2014).

Para a análise da diversidade beta dos escarabeíneos foi realizada a comparação entre áreas par a par por meio do índice de dissimilaridade de Jaccard, incluindo os cálculos de "replacement" e diferença de riqueza. Todas as análises foram realizadas em ambiente R (Team, 2017).

Resultados

Foram coletados ao todo 33 indivíduos de escarabeíneos, sendo 10 indivíduos de quatro espécies na mata, 12 indivíduos de quatro espécies na borda e 11 indivíduos de sete espécies no campo, num total de 11 espécies (Figura 2). Somente duas

espécies foram compartilhadas entre todas as áreas, *Coprophaneus saphirinus* e *Canthon angularis* (Tabela 1).

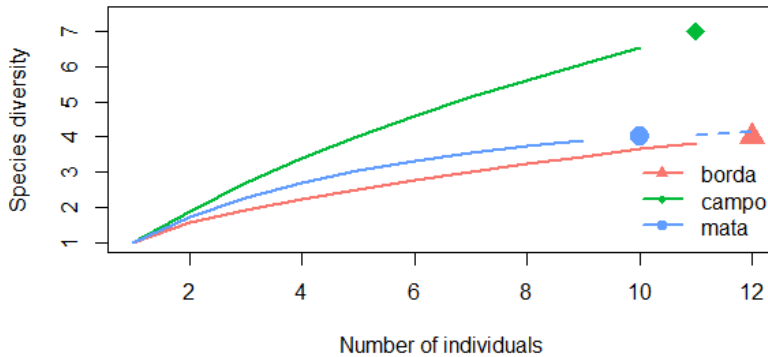


Figura 2 - Curva de Rarefação dos escarabeíneos coletados para as três áreas estudadas (mata, campo e borda).

Tabela 1: Lista de espécies/morfoespécies e abundâncias de escarabeíneos capturados nas três áreas (mata, borda e campo) na Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, Santa Catarina. Nomes em negrito indicam as espécies capturadas nas três áreas.

Espécie	Mata	Borda	Campo
<i>Uroxys</i> sp2	0	1	0
<i>Canthidium trinodosum</i>	2	0	0
<i>Canthidium</i> sp1	0	0	1
<i>Canthidium</i> sp2	0	0	1
<i>Canthidium</i> sp3	0	1	0
<i>Canthon angularis</i>	5	8	3
<i>Canthon</i> sp1	0	0	1
<i>Deltochilum brasiliense</i>	2	0	0
<i>Deltochilum morbillosum</i>	0	0	3
<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	1	2	1
<i>Uroxys</i> sp1	0	0	1

A análise de dissimilaridade de Jaccard mostrou que as maiores dissimilaridades foram entre campo e mata (0,78) e campo e borda (0,78) (Quadro 1A). Já para mata e borda, obteve-se o índice de 0,67 (Quadro 1A). Na figura 3 pode-se observar que a

dissimilaridade foi alta pois somente duas espécies encontram-se aninhadas entre as áreas.

Quadro 1 - Matrizes de dissimilaridade (A) e particionamento da diversidade beta (B e C) entre as três áreas.

A: Dissimilaridade de Jaccard			
	Mata	Borda	Campo
Mata		0.67	0.78
Borda			0.78
Campo			
B: Substituição de espécies (<i>replacement</i>)			
	Mata	Borda	Campo
Mata		0.67	0.67
Borda			0.67
Campo			
C: Diferença de Riqueza			
	Mata	Borda	Campo
Mata		0	0.11
Borda			0.11
Campo			

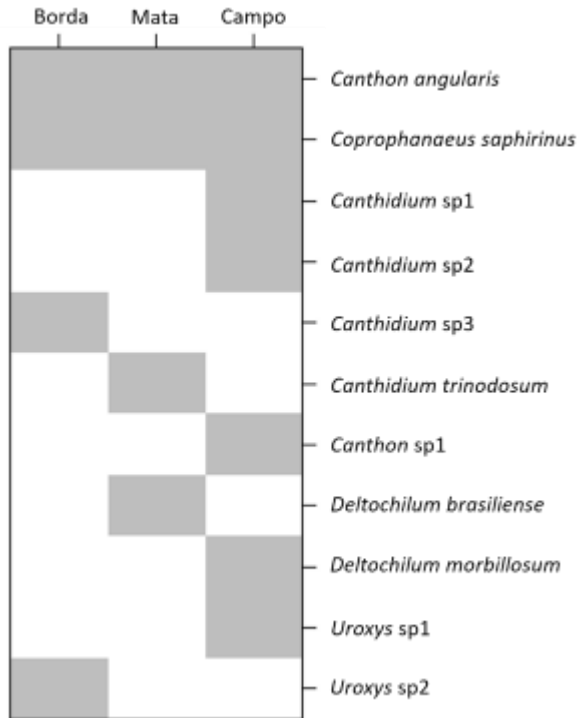


Figura 3 - Distribuição das espécies nas diferentes áreas, com destaque do aninhamento entre áreas devido a presença de *Canthon angularis* e *Coprophanaeus saphirinus* em todas as áreas.

A análise de partição da diversidade beta mostrou que a substituição de espécies foi igual entre todas as áreas, com valor de 0,67 (Quadro 1B). No caso da comparação das assembleias entre mata e borda toda a dissimilaridade foi devida ao "replacement", sem haver "diferença de riqueza", porém entre campo e as outras duas fitofisionomias o valor foi de 0.11, devido a presença de mais espécies nessa área (Quadro 1C).

A comparação da composição de espécies (11 espécies no total), com suas respectivas fotografias, é mostrada na Figura 4, representando tanto o aninhamento, quanto a dissimilaridade par a par entre as assembleias de escarabeíneos nas diferentes fitofisionomias. Os componentes da dissimilaridade (a,

b, c) medida através do coeficiente de Jaccard para dados de presença e ausência é usada para avaliar o "replacement" (linha azul) e a diferença de riqueza (linha vermelha).

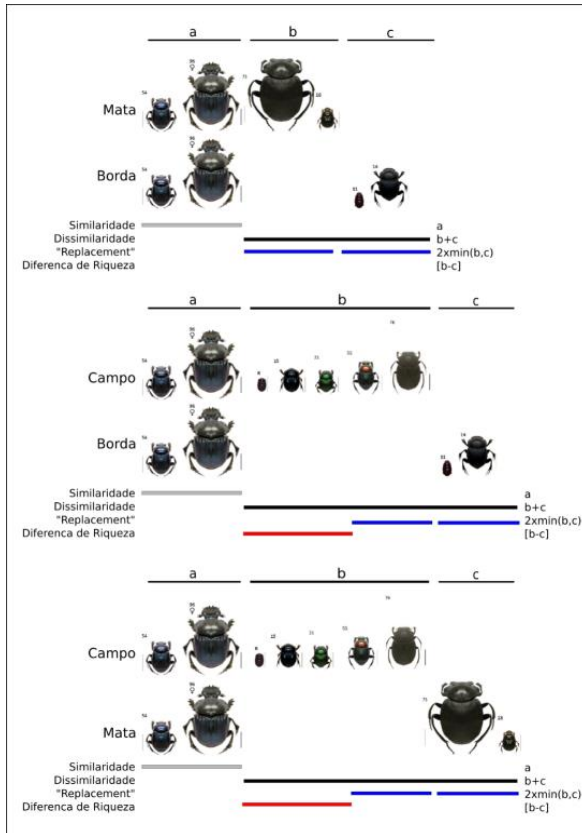


Figura 4 - Representação do particionamento da diversidade beta dos escarabeíneos entre as áreas mata, campo e borda do presente estudo, baseado na bibliografia de Legendre (2014) Fotos: M. Niero em Hernández et al. (in press).

Discussão

Encontramos um alto grau de substituição ("*replacement*") de espécies nas assembléias de mata e campo, corroborando a nossa hipótese de que devido aos habitats proporcionarem condições diferentes para as espécies, as assembléias seriam estruturadas diferentemente. Entretanto, esperava-se uma maior riqueza na área de mata por ter maior heterogeneidade ambiental, mas o número de espécies foi maior no campo. Considerando que o grupo depende altamente da presença de mamíferos, em virtude de se alimentarem das fezes destes, a variação na abundância destes animais certamente influencia as taxas de abundância e riqueza de besouros escarabeíneos (Bogoni et al., 2016). Assim, podemos considerar que o menor número de espécies encontrados na mata pode ter sido consequência de uma baixa disponibilidade de recursos e qualidade ambiental, devido ao fato da mata ser ripária e com poucos recursos alimentares para os besouros. Por outro lado, a alta quantidade de fezes de gado observada na área de campo pode ter favorecido a presença de mais espécies de escarabeíneos, através da maior disponibilidade de recursos. Por fim, apesar das áreas serem próximas, a substituição de espécies encontrada pode ser reflexo da diferenciação de nichos, pois no grupo de besouros escarabeíneos existe uma distribuição espacial diferenciada das espécies, a qual é produto da partilha de recursos, devido a um histórico evolutivo de alta competição e diferenças na seleção de habitat em pequenas e grandes escalas (Hanski & Cambefort, 2014).

Na segunda hipótese, esperávamos encontrar um forte aninhamento das espécies de borda, podendo ser em relação ao campo ou a mata. Esta hipótese foi aceita parcialmente, pois duas espécies compartilharam todos os ambientes, mas não houve um claro aninhamento das espécies de borda, visto que houveram espécies exclusivas desta área. Este fato aumentou a substituição de espécies ("*replacement*"), sendo que esta foi responsável por toda a dissimilaridade entre a área de mata e borda, e influenciou fortemente a dissimilaridade entre a área de borda e campo, contribuindo com 0.67 de um total de 0.78. Além disso, poucos indivíduos foram encontrados na área de borda, não sendo possível afirmar que tais espécies estariam presentes somente ali, podendo estas ser vagantes. Consideramos que uma maior amostragem poderia vir a demonstrar um aninhamento da borda em relação a um dos outros dois habitats.

As espécies que foram compartilhadas entre os três ambientes, *Coprophaneus saphirinus* e *Canthon angularis*, são espécies com baixos requerimentos de nicho, ocorrendo em diferentes ambientes e de ampla distribuição por todo o estado de Santa Catarina (Hernández et al., *in press*).

Com isso concluímos que a maior parte da diversidade beta observada entre as áreas é melhor explicada pela substituição de espécies ("*replacement*"), do que pela diferença de espécies. Assim, a estruturação de assembléias de besouros rola-bosta na área de estudo parece ter sido influenciada pela estruturação do hábitat e pela disponibilidade de fezes de gado como recurso.

Agradecimentos

Agradecemos a Rodrigo Sarmiento Garcés pela montagem das armadilhas em campo e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pelo suporte financeiro e logístico para a realização deste trabalho.

Referências

- Andresen E. & Feer F. (2005) The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. *Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment*, 331–349.
- Baselga A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134–143.
- Bogoni J.A., Graipel M.E., Castilho P.V. de, Fantacini F.M., Kuhnen V.V., Luiz M.R., Maccarini T.B., Marcon C.B., de Souza Pimentel Teixeira C., Tortato M.A., Vaz-de-Mello F.Z., & Hernández M.I.M. (2016) Contributions of the mammal community, habitat structure, and spatial distance to dung beetle community structure. *Biodiversity and Conservation*, **25**, 1661–1675.
- 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.

- Hanski I. & Cambefort Y. (2014) *Dung beetle ecology*. Princeton University Press, New Jersey.
- Hernández M.I., Barreto P.S., Costa V.H., Creão-Duarte A.J., & Favila M.E. (2014) Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in Restinga forest. *Journal of Insect Conservation*, **18**, 539–546.
- Hsieh T.C., Ma K.H., & Chao A. (2014) iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0. URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>.
- Legendre P. (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **23**, 1324–1334.
- Team R.C. (2017) R: A language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna, Austria; 2014.
- Ulrich W. & Gotelli N.J. (2007) Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, **88**, 1824–1831.
- Whittaker R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, **30**, 279–338.
- Wright D.H. & Reeves J.H. (1992) On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, **92**, 416–428.

Diversidade morfofuncional de coleoptera em ambientes de mata ripária e campo no sul do Brasil

Rocha, J. C.; Alves, J.; Hayata, M. A.; Medina-Hernández, M. I.

Introdução

Na teoria ecológica, o habitat representa o espaço físico ocupado pelos organismos. Diferentes espécies ocupam diferentes tipos de habitats, sendo a sua distribuição intimamente relacionada com a complexidade destes (Hall et al., 1997). Desta forma, espera-se que ambientes mais heterogêneos e complexos apresentem maiores valores de diversidade biológica devido à maior quantidade de recursos disponíveis (Begon et al., 2007).

As medidas de diversidade biológica, como riqueza e diversidade de espécies, são tradicionalmente utilizadas para compreender a estrutura das comunidades (Magurran, 2013). Adicionalmente, estudos recentes propõem uma medida de diversidade para entender esta estrutura com base em seu funcionamento, considerando atributos (ou traços) funcionais dos organismos (Tilman, 2001). Neste caso, ambientes com riquezas de espécies semelhantes podem ser divergentes quanto às métricas de diversidade funcional (Ernst et al., 2006).

O estudo da diversidade funcional torna-se mais interessante quando se consideram organismos que desempenham importantes papéis ecossistêmicos, como os besouros (ordem Coleoptera). Com mais de 350.000 espécies descritas, estes organismos ocupam uma grande variedade de ambientes, e são importantes componentes das redes tróficas, especialmente nos ecossistemas terrestres. Nestes, os besouros participam ativamente dos processos de decomposição primária da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Gullan, 2000). Considerados como bons indicadores de qualidade ambiental, besouros respondem prontamente a distúrbios e alterações antrópicas, sendo a sua diversidade funcional geralmente afetada por tais eventos (Mouillot et al., 2013). A fragmentação de áreas de floresta e introdução de pastagens, por exemplo, reduz significativamente a riqueza

taxonômica e funcional destes organismos (Gómez-Cifuentes et al., 2017), podendo desestruturar a comunidade de besouros em questão.

Considerando a importância das funções ecossistêmicas promovidas por este grupo, buscamos quantificar e comparar a diversidade morfofuncional de coleópteros em dois habitats com diferentes graus de complexidade (área de mata ripária e campo aberto). Nossa hipótese é de que a área florestal apresente valores mais altos de diversidade morfofuncional quando comparadas com áreas de campo aberto, uma vez que as áreas de floresta complexidade de habitat superior e, portanto, uma variabilidade de recursos que poderiam suportar a maior diversidade biológica.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado nas áreas da Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina.

Coleta e triagem do material

A coleta de dados foi realizada em duas áreas com distintas características da paisagem: mata ripária, com domínio de espécies arbóreas, e campo aberto, com domínio de gramíneas. Em cada uma das áreas amostradas, foram instaladas dez armadilhas de *pitfall*, com dez metros de distância entre si. Fezes de cachorro doméstico foram utilizadas para atração dos insetos coprófagos e demais espécies de insetos de solo. As armadilhas permaneceram ativas por um período de cinco dias.

Todos os organismos capturados foram armazenados em potes plásticos e conduzidos ao laboratório para triagem, onde foram lavados e identificados. As espécies de besouros (ordem Coleoptera) foram identificadas até o nível de espécie ou morfoespécie. Um indivíduo de cada espécie/morfoespécie teve ainda registrado sua biomassa (g), comprimento total (do clípeo até o final dos élitros), largura (medida na região do úmero), comprimento da perna anterior direita, tamanho da

asa interna e tamanho do olho (Figura 1). Todas estas medidas foram registradas em milímetros.

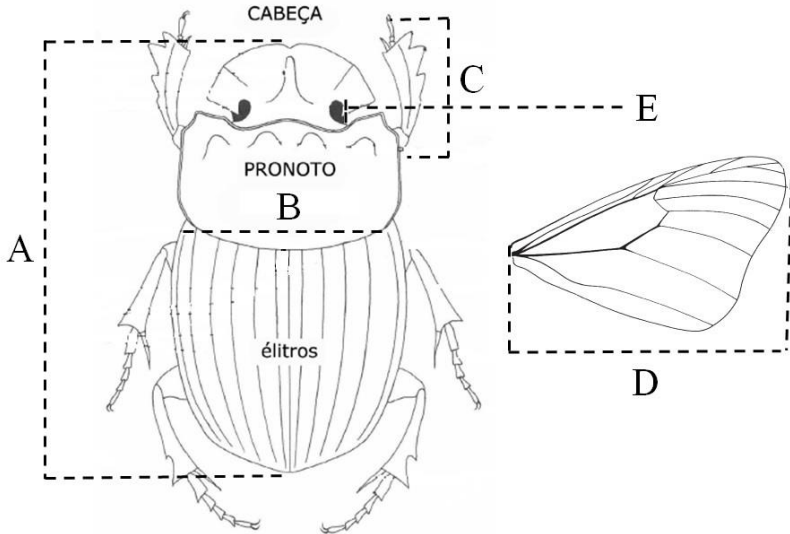


Figura 1. Parâmetros morfológicos obtidos das espécies/morfoespécies de coleópteros. A = comprimento total (clípeo até o final dos élitros); B = largura (medida entre os úmeros); C = comprimento da perna anterior direita; D = tamanho da asa interna; e E = tamanho do olho.

Análises de dados

Para obter uma relação de proporção entre as medidas obtidas, todos os dados morfológicos de cada espécie/morfoespécie foram divididos pelo seu comprimento total (do clípeo até o final dos élitros), exceto a biomassa. Com base nestas estruturas e medidas, foram estabelecidos cinco atributos morfofuncionais (Tabela 1).

Tabela 1: Relação dos parâmetros morfológicos com os atributos morfofuncionais estabelecidos.

Parâmetro morfológico	Atributo morfofuncional
Biomassa (g)	Resistência à dessecação
Largura/comprimento total	Nicho trófico

Parâmetro morfológico	Atributo morfofuncional
Comprimento da perna/comprimento total	Capacidade de caminhada
Tamanho da asa/comprimento total	Capacidade de voo
Tamanho do olho/comprimento total	Hábito (diurno ou noturno)

A fim de comparar a diversidade morfofuncional de besouros da mata ripária e do campo aberto, foram calculados os índices de riqueza (FRic), divergência (FDiv) e equitabilidade (FEve) funcionais a partir de duas matrizes. A primeira era uma matriz de abundância das espécies em cada área, enquanto a segunda matriz continha os parâmetros morfológicos obtidos de cada espécie. Também foi calculada a composição funcional, que consiste no valor médio dos parâmetros morfofuncionais de todas as espécies presentes em cada assembleia, ponderada por suas abundâncias relativas. As análises foram realizadas no ambiente R, utilizando o pacote FD (Laliberté et al., 2014; R Core Team, 2016).

Resultados

No total, foram capturados 115 besouros que foram classificados em 25 espécies/morfoespécies. Destas, dez ocorreram exclusivamente na mata ripária e outras dez exclusivamente no campo aberto, sendo cinco espécies comuns a ambas áreas. Assim, as áreas de campo e mata apresentaram a mesma riqueza de espécies, com 15 espécies cada (Tabela 2).

Tabela 2: Lista de espécies/morfoespécies e abundâncias de coleópteros capturados em duas áreas (mata ripária e campo aberto) na Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, Santa Catarina.

Espécies/morfoespécies	Mata Ripária	Campo
<i>Canthidium</i> sp. 1		1
<i>Canthidium</i> sp. 2		1
<i>Canthidium trinodosum</i>	2	
<i>Canthom angularis</i>	5	4
Carabidae sp. 1		2
Carabidae sp. 2	6	
Chrysomelidae sp. 1		1
Chrysomelidae sp. 2		1
Chrysomelidae sp. 3	2	17
Coleoptera sp. 1	1	

Espécies/morfoespécies	Mata Ripária	Campo
Coleoptera sp. 2	3	
<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	1	1
Curculionidae sp. 1		1
Curculionidae sp. 2	1	
<i>Deltochilum brasiliense</i>	2	
<i>Deltochilum mobilosum</i>		3
Elateridae sp. 1		1
Elateridae sp. 2		1
Elateridae sp. 3		6
Elateridae sp. 4	3	
Silphidae sp. 1	1	
Staphylinidae sp. 1	17	3
Staphylinidae sp. 3	21	
Staphylinidae sp. 4	5	
Trogidae sp. 1	1	1
Riqueza	15	15
Abundância	71	44

As análises de diversidade funcional, mostraram uma maior riqueza funcional (FRic) na área de mata ripária quando em comparação a área de campo (Tabela 3). O volume do espaço funcional ocupado pela assembleia de coleópteros na mata ripária foi superior ao volume do espaço funcional ocupado na área de campo. Entretanto, observou-se uma grande sobreposição dos espaços (Figura 2).

A divergência (FDiv) e a equitabilidade (FEve) funcional levaram também em consideração a abundância de cada espécie/morfoespécie. Para ambas as métricas, foram encontrados valores superiores nas áreas de campo aberto (Tabela 3).

Tabela 3: Valores obtidos da Diversidade Funcional de coleópteros nas áreas de mata ripária e campo aberto. Riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv) e equitabilidade funcional (FEve).

Área	FRic	FDiv	FEve
Mata ripária	4,050	0,770	0,546
Campo	2,544	0,904	0,750

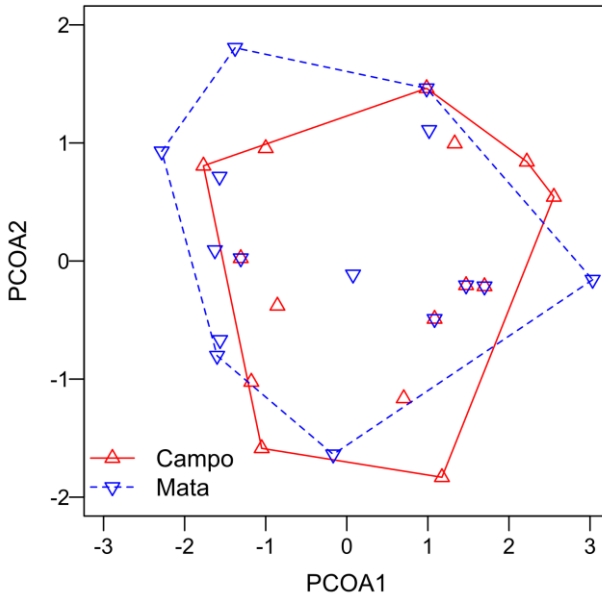


Figura 2. Volume dos espaços morfofuncionais baseados nas riquezas de coleópteros encontrados nas áreas de mata ripária e campo aberto.

Os dados da composição funcional apontaram que o parâmetro morfofuncional que mais contribuiu para os resultados, tanto no campo quanto na mata, foi o tamanho da asa (Tabela 4).

Tabela 4: Composição funcional dos parâmetros morfológicos e atributos funcionais de coleópteros nas áreas de mata ripária e campo aberto.

Parâmetro morfológico	Atributo funcional	Mata ripária	Campo aberto
Biomassa (g)	Resistência à des- secação	0,08	0,08
Largura/comprimento total	Nicho trófico	0,31	0,56
Comprimento da perna/ comprimento total	Capacidade de camin- hada	0,41	0,49
Tamanho da asa/ comprimento total	Capacidade de voo	0,69	1,01
Tamanho do olho/	Hábito (diurno ou no-	0,04	0,05

Parâmetro morfológico	Atributo funcional	Mata ripária	Campo aberto
comprimento total	turno)		

Discussão

A compreensão dos processos que estruturam as comunidades naturais é fundamental para a conservação dos ecossistemas. Tilman (2001) demonstrou que as espécies diferem em suas características funcionais, e que estas características estão diretamente relacionadas ao funcionamento dos ecossistemas. A diversidade funcional exerce influência sobre aspectos como a dinâmica e resiliência dos ecossistemas. O que se espera é que valores mais elevados de diversidade funcional sejam observados em ambientes mais complexos, sem, no entanto, corresponder diretamente às medidas de riqueza e diversidade de espécies destes ambientes (Petchey & Gaston, 2002).

Para a riqueza funcional, nossos resultados corroboram estas teorias, pois demonstram que esta é mais elevada no ambiente de mata ripária, independentemente dos valores de riqueza de espécies, que foram idênticos em ambas as áreas estudadas. A riqueza funcional representa o volume do espaço funcional preenchido pelas comunidades bióticas de determinada área (Villéger et al., 2008). No caso dos coleópteros estudados, a menor riqueza funcional observada no campo aberto pode indicar que alguns recursos disponíveis nesta área não estão sendo utilizados pela assembleia (Mason et al., 2005), podendo conduzir a uma diminuição na produtividade do sistema (Petchey & Gaston, 2002). Isso pode tornar estes ambientes menos resilientes e, conseqüentemente, mais susceptíveis à entrada de espécies exóticas, as quais podem utilizar os recursos ainda inexplorados (Mason et al., 2005). Outro ponto de vista seria o campo aberto com uma menor variedade de recursos disponíveis e, assim, a menor heterogeneidade deste habitat levaria a um menor espaço funcional ocupado pela assembleia de coleópteros no campo.

Diferentemente da riqueza funcional, a equitabilidade funcional e a divergência funcional foram menores na mata ripária. A equitabilidade funcional descreve o grau de uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies em um

determinado espaço funcional, sendo que o espaço funcional foi superior na área de mata ripária. Supondo que os recursos estejam uniformemente distribuídos dentro de cada área, a baixa equitabilidade funcional encontrada na mata ripária pode indicar que mesmo com uma alta riqueza funcional, alguns podem estar sendo subutilizados em um contexto geral nesta assembleia, visto que a alta abundância de um subconjunto dos parâmetros morfofuncionais sobre-exploram determinados recursos. Consequentemente, isto também tenderá a diminuir a resiliência do sistema (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008), devido aos recursos pouco explorados pelas espécies de baixa abundância. Contudo, salienta-se que apesar da alta equitabilidade funcional no campo, a riqueza funcional baixa pode indicar que alguns recursos não estão nem mesmo sendo utilizados, podendo aumentar a competição interespecífica.

A divergência funcional indica como a abundância de cada espécie se distribui dentro do espaço funcional. Altos valores de divergência funcional indicam um alto grau de diferenciação de nicho e, portanto, baixa competição por recursos (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008), pois as espécies de maior abundância representam diferentes grupos funcionais (distantes do centro do espaço funcional). Assim, comunidades com alta divergência funcional, como a comunidade de coleópteros de campo aberto, mostram uma tendência à expansão do espaço funcional (Villéger et al., 2008), em um processo de sucessão da assembleia em que os recursos tendem a serem cada vez mais explorados. No sentido oposto, a baixa divergência funcional encontrada na mata ripária pode ser uma resposta a um ambiente de mata alterada, em que as espécies mais abundantes utilizam de recursos semelhantes, e espécies que levem a uma alta divergência funcional ainda não conseguiram se estabelecer em maior abundância devido à fase inicial de sucessão ecológica em que o ambiente se encontra. Assim, haveria, uma baixa disponibilidade de recursos para espécies com atributos funcionais distantes do centro do espaço funcional.

Por fim, com base nos valores obtidos da composição funcional, podemos observar que o tamanho da asa, relacionado à capacidade de voo, foi o atributo morfofuncional com maior variação, especialmente no campo. Isso nos indica que a presença do recurso área aberta promove a diversificação desse parâmetro morfológico nos besouros. Já na mata, onde voar pode ser algo mais "complexo",

não há tanta variação desse atributo (em comparação ao campo) porque o recurso área aberta é limitado.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Dr. Eduardo L. H. Giehl pela colaboração nas análises estatísticas, e também a Giulia B. Costa pela revisões e considerações no manuscrito.

Referências

- Begon M., Townsend C., & Harper J. (2007) *Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed, Porto Alegre.
- Ernst R., Linsenmair K.E., & Rödel M.O. (2006) Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation*, **133**, 143–155.
- Gómez-Cifuentes A., Munevar A., Gimenez V.C., Gatti M.G., & Zurita G.A. (2017) Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. *Journal of Insect Conservation*, **21**, 147–156.
- Gullan, P. J., & Cranston, P. S. (2014) *The Insects: An Outline of Entomology*. 2ª edição. John Wiley & Sons.
- Hall L.S., Krausman P.R., & Morrison M.L. (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, **25**, 173–182.
- Laliberté A.E., Legendre P., Shipley B., & Laliberté M.E. (2014) *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. Pacote do R, versão 1.0-12.
- Magurran A.E. (2013) *Medindo A Diversidade Biológica*. Editora da UFPR.

- Mason N.W., Mouillot D., Lee W.G., & Wilson J.B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, **111**, 112–118.
- Mouillot D., Graham N.A.J., Villéger S., Mason N.W.H., & Bellwood D.R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, **28**, 167–177.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402–411.
- R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Tilman D. (2001) Functional Diversity. *Encyclopedia of biodiversity, volume 3* pp. 109–121.
- Villéger S., Mason N.W., & Mouillot D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290–2301.

Quanto maior o prato, maior a gula? Padrões de herbivoria em manchas de *Solanum variable*

Nunes, L. T.; Sarmiento-Garcés, R.; Teixeira, C. R.; Campos, L. L. F.; Gouvêa, L. P.; Peroni, N.; Giehl, E. L. H.

Introdução

A herbivoria tem um papel fundamental no funcionamento de ecossistemas como agente controlador de populações, uma vez que induz uma série de efeitos que podem levar à morte de plantas em qualquer de seus estágios ontogenéticos. Por outro lado, ações humanas têm conduzido à fragmentação de habitats naturais, resultando em populações que ocorrem em manchas isoladas, o que também fragmenta a disponibilidade de recursos para insetos herbívoros (Ricklefs, 1987).

A distribuição de insetos herbívoros é primariamente limitada pela presença de sua planta hospedeira (Marques et al., 2000). Neste sentido, a hipótese da “distribuição espacial das plantas hospedeiras em manchas” (Ricklefs, 1987; Marques et al., 2000), oferece uma base teórica para tentar entender a distribuição dos insetos fitófagos como uma resposta à distribuição dos seus recursos (plantas hospedeiras). Aplicando-se o contexto da teoria biogeografia de ilhas, onde manchas funcionariam como ilhas, quanto mais afastada uma mancha está de uma área fonte, supostamente menor será a herbivoria desempenhada por insetos (MacArthur & Wilson, 1967; Ricklefs, 1987). Por outro lado, quanto maior a mancha, maior a concentração de recursos, que pode atrair e suportar maior números de fitófagos (Marques et al., 2000).

Paralelamente, a hipótese do “vigor das plantas” propõe que plantas em rápido crescimento são mais palatáveis para os insetos (Price, 1991). Isso seria consequência de que folhas mais novas oferecerem maior quantidade e qualidade nutricional em relação a folhas mais maduras ou indivíduos de crescimento mais lento (Price, 1991). Além disso, o acúmulo de compostos secundários para defesa pode aumentar a proteção de folhas maduras ao longo do tempo (Price, 1991).

Considerando essas duas hipóteses, este estudo busca responder duas perguntas. Em relação ao padrão e distribuição, o tamanho da mancha e sua distância da fonte influenciariam no padrão de herbivoria desempenhada por insetos? Esperamos que manchas maiores e mais próximas de fontes de herbívoros teriam maior taxa de herbivoria já que os insetos herbívoros localizariam com mais facilidade os recursos em manchas maiores e mais próximas da fonte. Por outro lado, considerando o vigor das plantas, será a idade das folhas um fator que influencia no padrão de herbivoria das manchas? Espera-se que folhas mais jovens e, portanto, mais palatáveis (nutricionalmente e com menor defesa química, já que estas alocariam mais recursos para crescimento do que metabólitos secundários), apresentem maior taxa de herbivoria em relação a folhas mais maduras.

Material e métodos

Área de estudo e amostragem

As amostragens ocorreram na Fazenda Reunidas Campo Novo, localizada no município de Bom Retiro/SC. A área amostrada é caracterizada por um campo de vegetação arbustiva, com a presença de alguns indivíduos de *Araucaria angustifolia* e em processo de regeneração após o corte de *Pinus* spp. Nessa área foram amostradas 20 manchas formadas pela espécie *Solanum variabile* Mart. (Solanaceae), em uma transeção aproximadamente retilínea e distantes 20 metros umas das outras (Fig. 1A). A espécie é um arbusto ereto ou arvoreta de até 4 m de altura, frequente em campos e bordas de floresta, eventualmente sendo encontrada também no interior dessas (Fig. 1B; Mentz & Oliveira 2004).

As manchas foram amostradas sequencialmente distantes da vegetação florestal nativa, nomeada Fonte, sendo esta determinada como a fonte de insetos herbívoros por apresentar maior diversidade, recurso, heterogeneidade de habitats e complexidade. Foram consideradas como “mancha” o conjunto de arbustos da espécie *Solanum variabile* cujas copas estivessem sobrepostas, independentemente do número de indivíduos.

A área total de cada mancha foi mensurada com uso de trena e calculada por meio da equação da área de uma elipse: $A = (C/2) \times (L/2) \times \pi$, onde C é o

comprimento e L a largura da folha. Em relação à taxa de herbivoria, foram amostradas aleatoriamente 10 folhas de cada mancha (5 folhas jovens e 5 folhas maduras; Fig. 1C). Em seguida, a porcentagem de herbivoria foi estimada com o aplicativo BioLeaf para Android (Machado et al., 2016; Fig. 1D).

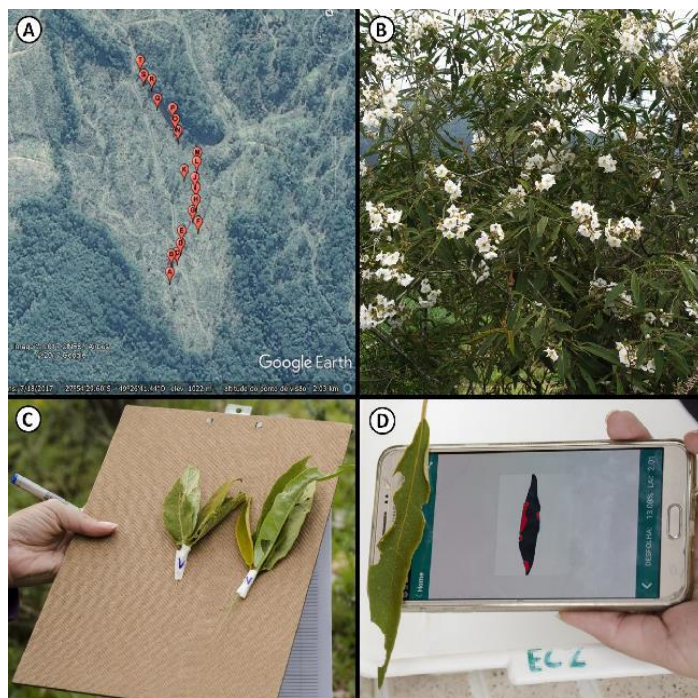


Figura 1. (A) Localização das manchas amostradas na Fazenda Reunidas Campo Novo, localizada no município de Bom Retiro/SC; (B) *Solanum variabile*; (C) Folhas jovens e maduras aleatoriamente amostradas em cada mancha; (D) Análise da porcentagem de herbivoria no aplicativo BioLeaf.

Análise de dados

Para avaliar se a área total da mancha, distância da fonte e idade da folha influenciam a porcentagem de herbivoria, foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição Gama e função de ligação logarítmica. Para testar apenas a diferença na herbivoria exercida em folhas jovens e maduras foi

realizado um teste t pareado. Todas as análises foram realizadas no programa R 3.4 (R CoreTeam 2017).

Resultados

A área das manchas amostradas variou entre 0,3 e 41,2 m². A porcentagem de herbivoria por mancha variou entre 0,01 e 13,5% apresentando uma média de 2,65%. Não houve diferença na magnitude da herbivoria entre folhas jovens e adultas (Figura 2). Quando avaliadas independentemente, não houve relação significativa entre a herbivoria e área da mancha, distância da fonte e idade das folhas. Porém, quando avaliada a interação entre distância da fonte e área da mancha sobre a herbivoria, verificamos uma relação significativa (GLM pseudo-R²= 0,107; p < 0,05; Figura 3).

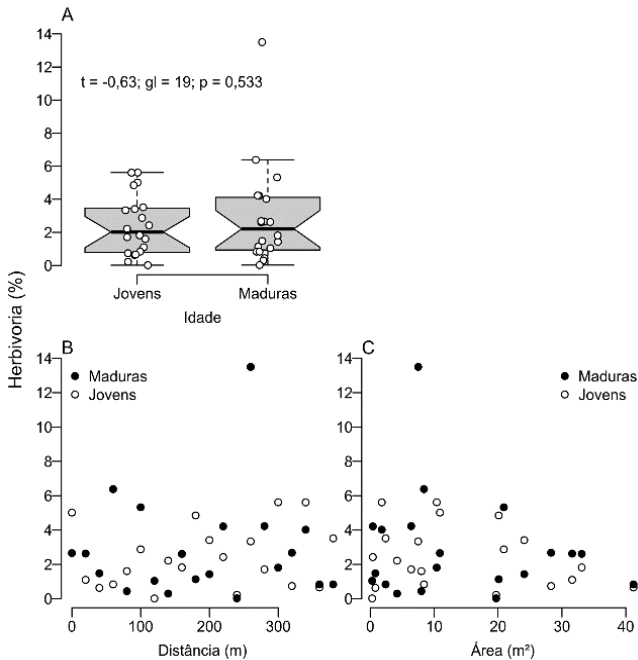


Figura 2. Relação da herbivoria, exercida pelos insetos fitófagos, com a idade (A), distância da fonte (B) e Área da mancha (C). Pontos representam as amostras (folhas), com diferenciação entre folhas novas ou maduras.

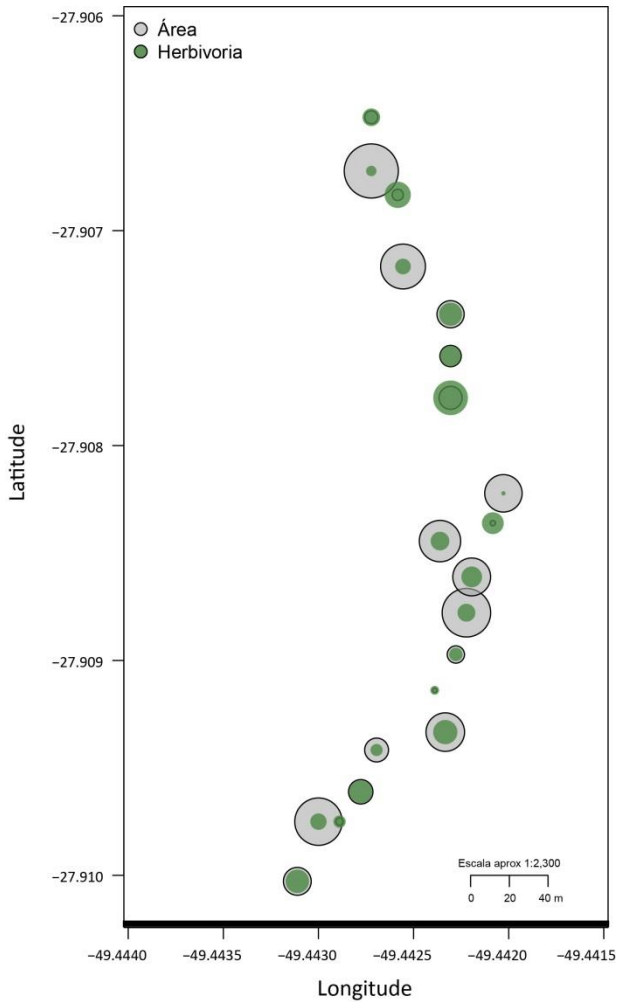


Figura 3. Círculos de cor mais clara representam a localização e área de cada mancha de *Solanum variabile* amostrada. Círculos de cor mais escura representam a herbivoria (%) exercida pelos insetos em cada mancha. Floresta contínua considerada como fonte de insetos localiza-se na base do gráfico.

Discussão

De acordo com os resultados obtidos, a herbivoria por insetos depende não somente do tamanho da mancha, tampouco apenas da distância da fonte, mas sim da interação entre esses dois fatores. Possivelmente isso ocorre por manchas grandes apresentarem maior disponibilidade de recursos e mais chance de serem encontradas pelos insetos fitófagos. Porém, com o aumento da distância da fonte, esses insetos teriam maior gasto energético para acessar o recurso e menor chance de dispersão até manchas mais afastadas, o que explica menor herbivoria com o afastamento da fonte.

A baixa taxa de herbivoria encontrada nesse trabalho pode ser um resultado das adaptações de *Solanum variable*, como tricomas abundantes nas folhas e em ramos jovens, e espinhos em ramos maduros. Além disso, as solanáceas são conhecidas por apresentar compostos secundários associados a redução da herbivoria (Hsiao, 1986). Como resultado dessas defesas, possivelmente os herbívoros que consomem *S. variable* sejam especializados e não necessariamente sejam mais abundantes na mata estudada, resultando em um tamanho do efeito da distância da mata não muito pronunciado. Isso também pode explicar as taxas similares de herbivoria em folhas jovens e maduras, pois insetos herbívoros especializados podem estar adaptados a consumir folhas da espécie independente de suas defesas químicas, físicas e variações ontogenéticas (Price, 1991).

Em resumo, dentre as hipóteses consideradas, a distribuição das plantas hospedeiras e o tamanho das manchas foi associada com as taxas de herbivoria. Portanto, metaforicamente para os herbívoros considerados, "não basta um prato farto, se a comida estiver muito longe, a fome diminui".

Referências

- Hsiao T.H. (1986) Specificity of certain chrysomelid beetles for solanaceae. Columbia University Press: New York.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press., New Jersey.

- 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.
- Marques E.S.D.A., Price P.W., & Cobb N.S. (2000) Resource Abundance and Insect Herbivore Diversity on Woody Fabaceous Desert Plants. *Environmental Entomology*, **29**, 696–703.
- Price P.W. (1991) The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos*, **62**, 244–251.
- Ricklefs R.E. (1987) Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, **235**, 167–171.

Distribuição de Artrópodes associados a manchas de populações de Maria-mole (*Senecio brasiliensis*)

Marciniak, B.; Blanco, G. D.; Ferreira, L. F.; Carneiro, A. P.; Cantor, M.

Introdução

São diversos os fatores abióticos que definem a composição de espécies de comunidades ecológicas em um mosaico de habitats, dentre os quais podemos citar tamanho, complexidade, e isolamento de manchas deste (Almeida-Neto et al., 2008). Os dois primeiros, de forma geral, relacionam-se positivamente com a riqueza e diversidade de espécies, por proporcionarem menor sobreposição de nicho; o último, relaciona-se com a capacidade de dispersão e colonização destas. Em teoria, apesar de haver variação nestes parâmetros, a composição de espécies pode seguir padrões gerais como aninhamento e compartimentalização (Atmar & Patterson, 1993; Lewinsohn et al., 2006).

Assembleias de espécies apresentam padrão aninhado de distribuição quando a composição de espécies presentes em pequenos fragmentos (ou seja, em áreas pobres em relação à riqueza) são subconjuntos de espécies encontradas em grandes fragmentos (ou áreas ricas) (Atmar & Patterson, 1993; Ulrich et al., 2009). Nos estudos de ecologia de comunidades e biogeografia, sistemas ecológicos normalmente são descritos usando uma matriz binária de incidência representando a presença das espécies. O aninhamento perfeito desta matriz ocorre quando todas as espécies de uma área pobre ocorrem como um subconjunto de uma área mais rica, a partir disto, a matriz mais aninhada seria um caso especial em que 50% da matriz seria ocupada pelos elementos presentes no triângulo superior esquerdo (Bascompte et al., 2003; Almeida-Neto et al., 2007). Já o padrão compartimentalizado (ou modular) não consiste em subconjuntos entre as áreas, mas a diferença entre composição de espécies (*turnover*) que pode ocorrer em ambientes diferentes. Normalmente esse é um padrão não aninhado de matriz que pode ser designado como assembleia de espécies que são mais heterogêneas do que o esperado ao acaso (Almeida-Neto et al., 2007).

A teoria da Biogeografia de ilhas de Wilson & MacArthur (1967) prediz que a existência de uma área pode servir de fonte de espécies para outras áreas adjacentes, e que a composição da comunidade nestas áreas é influenciada pelo seu tamanho e distância da área fonte. Desta forma, áreas maiores e mais próximas da fonte tendem a possuir maior diversidade de espécies mais favorecidas pela área fonte, do que as áreas menores e mais distantes (Begon et al., 2007).

Pensando no equilíbrio da biogeografia de ilhas, temos três pilares: 1) o tamanho e a distância das manchas regulam o balanço entre imigração e extinção e determinam o número de espécies; 2) esse balanço é dinâmico, com espécies sendo extintas, e sendo substituídas por outras diferentes espécies (principalmente por imigração) e 3) as taxas de imigração e extinção podem variar de acordo com o tamanho das manchas e de acordo com a distância da fonte (Wilson & MacArthur, 1967; Begon et al., 2007).

Este cenário sugere que um padrão aninhado de distribuição de espécies pode ocorrer entre ambiente continental e habitats isolados como ilhas ou ambientes fragmentados. Esta situação não está restrita somente ao caso de continente e ilhas oceânicas; sendo que a teoria também tem alto valor preditivo no nível de organização de artrópodes. Por exemplo, em áreas onde há presença de estágios e composições florísticas diversas, há dominância e crescimento de algumas populações de espécies (Price, 1976). A Maria-mole (*Senecio brasiliensis*) é uma espécie de planta ruderal que forma manchas de população dispersas em alguns locais, como em áreas de transição de mata e campo, e serve de abrigo e alimento para diversas espécies de invertebrados na região.

O objetivo deste trabalho foi avaliar como manchas de *Senecio brasiliensis* podem funcionar como fonte de invertebrados para manchas menores. A hipótese nula é que a riqueza de invertebrados não varia com a distância da potencial mancha-fonte e, portanto, a composição de espécies ao longo deste gradiente se dá ao acaso (Figura 01 A). Alternativamente, as manchas maiores de *S. brasiliensis* podem funcionar como áreas fontes de dispersão de invertebrados para manchas menores. Se sim, baseado na teoria exposta acima, hipotetizamos 1) que a riqueza de espécies de invertebrados diminua com a distância da fonte; e 2) que esta distribuição seja aninhada, ou seja que manchas próximas da fonte contenham maior riqueza e que manchas distantes contenham subconjuntos sucessivos desta riqueza (Figura 01 B).

Consideramos outras duas hipóteses alternativas, ambas sugerindo um padrão modular de distribuição de invertebrados: 3) que a riqueza de invertebrados declina inicialmente e volta a aumentar ao longo do gradiente de distância da fonte (Figura 01 C); ou o contrário (Figura 01 D).

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área de campo, na Fazenda Reunidas Campo Novo, no município de Bom Retiro, Santa Catarina (27°54'22.1"S 49°26'03.4"W). Para a coleta dos dados escolhemos uma mancha grande e densa de *Senecio brasiliensis* (Figura 2), a qual foi considerada a fonte de invertebrados no local, e indivíduos em diferentes distâncias da mancha-fonte (aproximadamente 15m e 50m).

Metodologia de captura

Definimos 3 transecções radiais partindo da mancha-fonte e amostramos um total 9 indivíduos de *S. brasiliensis*, sendo 3 dentro da fonte (0-5m), 3 perto (~15m) e 3 longe da mancha-fonte (~50m). Para todos indivíduos medimos a altura total, altura do fuste e diâmetro para estimar seu volume (Figura 03 A). Para amostrar a artropodofauna, realizamos busca ativa de invertebrados nos ramos de cada indivíduo, durante 3 minutos (Figura 03 B). Imediatamente após, posicionamos um guarda-chuva entomológico adaptado (2 lençóis brancos) ao redor do indivíduo e sacudimos seu caule por 10 vezes de modo a capturar os invertebrados que se desprendessem (Figura 03 B e C). Os invertebrados coletados foram preservados em álcool 70% e levados para laboratório para identificação em morfotipos.

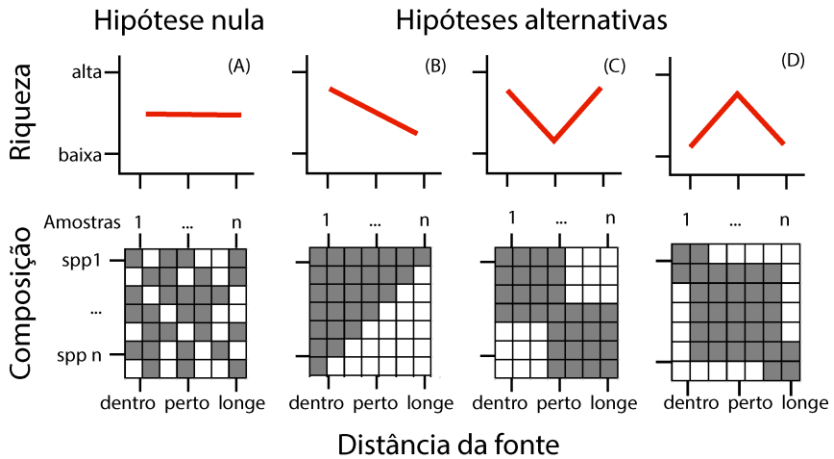


Figura 01. Representação conceitual das hipóteses nulas e alternativas de distribuição de espécies de invertebrados ao longo de um gradiente de distância a partir de uma mancha-fonte de *S. brasiliensis*. A) Se a riqueza de invertebrados independe da distância da fonte, a distribuição de espécies se dá ao acaso; B) Se a riqueza de espécies é maior na mancha maior, diminuindo com a distância, a distribuição de espécies pode ser aninhada; C) Se a riqueza diminui e volta a aumentar ao longo do gradiente, espera-se uma distribuição modular indicando um alto *turnover* de espécies ao longo do gradiente; D) Se a riqueza é menor perto da mancha-fonte, aumenta e volta a diminuir ao longo do gradiente, também espera-se uma distribuição modular.

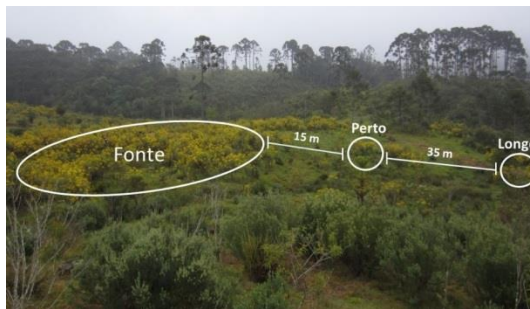


Figura 2. Mancha-fonte utilizada no local do estudo, e demonstração da metodologia do estudo, fonte (0-5m), perto (± 15 m) e longe (± 50 m).



Figura 3. Metodologia de coleta. A) Obtenção da altura e diâmetro do indivíduo amostrado; B) Busca ativa por artrópodes; C) coleta de invertebrados com guarda-chuva entomológico adaptado; D) Triagem da artropodofauna.

Análise de dados

Primeiramente, foi criado um modelo de regressão linear simples para avaliar se a riqueza de morfotipos de invertebrados era explicada somente pelo tamanho da mancha (no caso, volume do indivíduo de *S. brasiliensis* utilizando a fórmula do tronco de cone). Descartada esta possibilidade, a riqueza foi analisada ao longo da distância da mancha maior (fonte) também por regressão linear e complementarmente com análise de variância (ANOVA), categorizando os indivíduos amostrados em 3 classes de distância (dentro, perto e longe da fonte).

Testamos os padrões alternativos de distribuição de espécies (aninhamento e modularidade) a partir de uma matriz binária de incidência **A**, na qual um elemento $a_{ij}=1$ se o morfotipo i foi encontrado no indivíduo j de *S. brasiliensis* amostrado; e $a_{ij}=0$ caso não tenha sido encontrado. O aninhamento foi calculado através da métrica NODF (ver Almeida-Neto et al., 2008), e a matriz foi ordenada somente pela riqueza de espécies (ou seja, pela soma das linhas), mantendo a ordem das colunas a fim de manter o gradiente de distância da fonte na análise. O padrão modular foi testado utilizando a métrica de modularidade Q (Newman, 2006) adaptada para matrizes de incidência assimétricas, utilizando o algoritmo *simulated annealing* (Guimera & Amaral, 2005) para maximizar Q , no programa MODULAR (Marquitti et al., 2014).

Por fim, testamos a significância das duas métricas, *NODF* e Q , utilizando um modelo nulo probabilístico que permuta as presenças de morfotipos de invertebrados nos indivíduos de *S. brasiliensis*, baseando-se na soma das linhas (frequência de captura) e das colunas (riqueza de cada amostra) (ver modelo nulo 2, Bascompte et al., 2003). Calculamos 1000 replicações das duas métricas de modo a criar uma distribuição teórica de *NODF* e Q ; os valores empíricos foram considerados significativos se caíssem fora do 95% intervalo de confiança de suas distribuições teóricas.

Resultados

Combinando todas as manchas amostradas, encontramos um total de 73 morfoespécies de artrópodes, sendo 19 de Aracnídeos e 54 de Hexápodes. Não encontramos correlação entre riqueza de morfotipos de artrópodes e o tamanho das manchas amostradas ($F=0,03$; $p=0,86$), o que indica que a riqueza observada nas amostras não é um simples produto da relação espécie-área (Figura 04 A). A distância (variável contínua) das manchas até a mancha-fonte não demonstrou uma relação linear decrescente com a riqueza de morfoespécies encontradas. Existe uma variação na riqueza, mas ela não é explicada nem pelo volume das plantas, nem pela distância contínua e nem pela interação desses dois fatores. No entanto, combinando as amostras por categorias de distância da fonte elas diferiram entre si na riqueza total de artrópodes amostrados: as manchas perto da fonte (ca.15m)

tiveram uma maior riqueza de morfotipos de invertebrados que as manchas dentro (0m) e longe (ca. 50m) da fonte ($F=5,82$; $p=0,039$) (Figura 04 B).

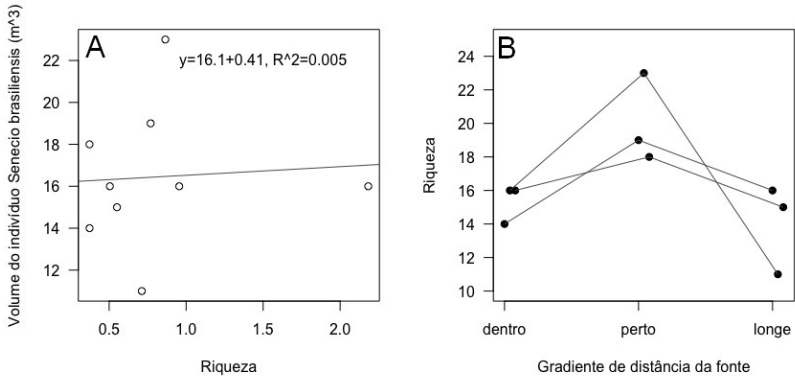


Figura 4. Riqueza de Artropofauna presente em *S. brasiliensis* em relação A) ao volume dos indivíduos; e B) diferentes categorias de distâncias da fonte (dentro=0m, perto~15m, longe~50m). Em (A), a riqueza não pode ser explicada simplesmente pelo tamanho da mancha (volume) dado que a inclinação da reta (modelo linear mostrado) não foi significativamente diferente de zero. Em (B), nota-se um aumento nas amostras de distância intermediária da fonte em comparação com amostras dentro e longe (ver também Figura 01 D). Linhas conectam amostras coletadas na mesma transecção.

Com relação aos padrões de distribuição de morfotipos (Figura 05 A), o aninhamento das colunas da matriz de incidência para todo os artrópodes organizados por distância foi baixo e não diferente do esperado ao acaso ($NODF_{colunas} = 17,01$, 95%CI nulo = 6,15 - 19,75; Figura 05 B). Dessa forma, descarta-se a possibilidade de distribuição aninhada. Por outro lado, a matriz mostrou uma modularidade baixa e marginalmente significativa ($Q = 0,432$, 95% CI = 0,346 - 0,431; Figura 05 C).

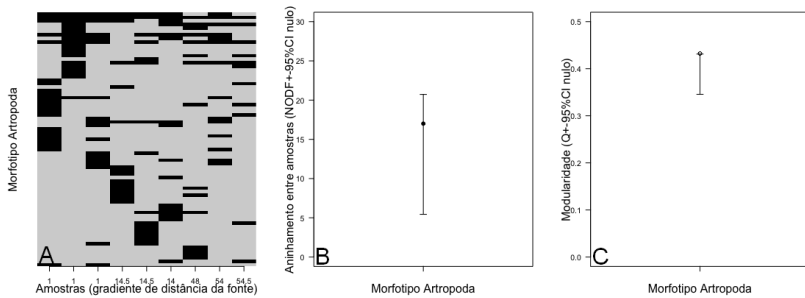


Figura 5. A) Distribuição da riqueza de morfotipos de artrópodes em amostras ordenadas pela distância da mancha-fonte. B) Aninhamento (*NODF*) das colunas da matriz de incidência para os morfotipos de artrópodes organizados por distância da mancha-fonte C) Modularidade da riqueza de morfotipos de artrópodes.

Discussão

Nossos resultados não indicam relação significativa entre o volume da mancha e a riqueza de espécies. Acreditamos que a ausência dessa relação seja dada pela pouca variação do volume das manchas. O fato da mancha intermediária (categoria “perto”) ter apresentado maior riqueza pode ser explicado pela escala da mancha amostrada. Além disso, algumas características do desenho amostral e sistema de estudo complicam a observação dos padrões teóricos de distribuição. Por exemplo, acreditamos que, na prática, as áreas classificadas como “perto” e “longe” fazem parte da mesma mancha; desta forma as distâncias entre elas talvez sejam insuficientes para definir isolamento. Ainda, a matriz apresenta permeabilidade para dispersão dos artrópodes; e as áreas de mata que estavam próximas às manchas que consideramos “longe” também podem servir como fonte de espécies de artrópodo-fauna.

A matriz de incidência de morfotipos não apresentou aninhamento significativo. Portanto, diferente da nossa hipótese principal, a riqueza não diminui linearmente com a distância da fonte. Além disso, não parece que as espécies presentes nas áreas mais longe da mancha são subconjunto das áreas mais próximas da fonte. Notamos isso ao testar a modularidade, que embora seja baixa e marginalmente

significativa, sugere a existência de espécies que preferencialmente co-ocorrem independente da distância da fonte. Nota-se também que as manchas próximas à fonte tendem a apresentar uma riqueza maior que as manchas de dentro e as mais isoladas da mesma. Em conjunto, estes resultados sugerem que a distribuição de artrópodes em manchas de *S. brasiliensis* assemelha-se ao esperado pela hipótese representada na Figura 01 D.

Sugerimos que a artropodofauna da mancha-fonte de *S. brasiliensis* seja mais homogênea e de baixa riqueza devido ao grau de especialização de algumas espécies de aracnídeos a plantas desta família (Asteracea), ao passo que as manchas mais isoladas da fonte, em teoria, possuem uma riqueza de artropodofauna baixa devido à distância da fonte. Por outro lado, as manchas de distância intermediária encontram-se distribuídas em uma matriz mais heterogênea de plantas, e podem conter artrópodos mais generalistas em relação a escolha do habitat e com maior mobilidade visitam as demais espécies vegetais no campo.

Agradecimentos

Bárbara Segal, pela participação nas coletas, cheia de positividade! Rafael Barbizan Sühs por ter visitado as áreas amostrais com seu drone!

Referências

- Almeida-Neto M., Guimarães P., Guimarães P.R., Loyola R.D., & Ulrich W. (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: Reconciling concept and measurement. *Oikos*, **117**, 1227–1239.
- Almeida-Neto M., Guimarães P.R., & Lewinsohn T.M. (2007) On nestedness analyses: Rethinking matrix temperature and anti-nestedness. *Oikos*, **116**, 716–722.
- Atmar W. & Patterson B.D. (1993) The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, **96**, 373–382.
- Bascompte J., Jordano P., Melián C.J., & Olesen J.M. (2003) The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **100**, 9383–9387.

- Begon M., Townsend C.R.H., John L., Colin R.T., & John L.H. (2007) *Ecologia: De indivíduos a Ecossistemas* Porto Alegre: Artmed.
- Guimera R. & Amaral L.A.N. (2005) Cartography of complex networks: Modules and universal roles. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment*, **2005**, P02001.
- Lewinsohn T.M., Inácio Prado P., Jordano P., Bascompte J., & M Olesen J. (2006) Structure in plant–animal interaction assemblages. *Oikos*, **113**, 174–184.
- Marquitti F.M.D., Guimarães P.R., Pires M.M., & Bittencourt L.F. (2014) MODULAR: Software for the autonomous computation of modularity in large network sets. *Ecography*, **37**, 221–224.
- Newman M.E. (2006) Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the national academy of sciences*, **103**, 8577–8582.
- Price P.W. (1976) Colonization of crops by arthropods: Non-equilibrium communities in soybean fields. *Environmental Entomology*, **5**, 605–611.
- Ulrich W., Almeida-Neto M., & Gotelli N.J. (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, **118**, 3–17.
- Wilson E.O. & MacArthur R.H. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.

Artropofauna associada a manchas de *Baccharis uncinella* (Asteraceae): influência do tamanho e complexidade estrutural do hábitat na riqueza e abundância de espécies

Teixeira, C.R.; Nunes, L.T.; Sarmiento-Garcés, R.; Campos, L.L.F.; Gouvêa, L.P.; Dechoum, M.; Cantor, M.

Introdução

A complexidade estrutural do hábitat é um dos principais fatores responsáveis pela diversidade local de organismos (MacArthur & MacArthur, 1961; Levins, 1979). Ambientes complexos fornecem maior diversidade de microhábitats e microclimas (Teixeira de Souza & Módena, 2004) que, por sua vez, podem aumentar a disponibilidade de recursos cruciais tais como alimento e refúgio. O uso destes recursos definem as principais dimensões do nicho das espécies, regulando assim interações bióticas como, por exemplo, competição e predação (MacArthur & Levins, 1967).

Dessa forma, a complexidade estrutural da vegetação pode influenciar a diversidade de fauna associada (Armbruster et al., 2002). Sabe-se por exemplo que a arquitetura da vegetação afeta a diversidade de artrópodes (e.g., Gunnarsson, 1990; Morris, 2000; Langellotto & Denno, 2004), em especial a composição da assembléia de aracnídeos (e.g. Halaj et al., 2000; De Souza & Martins, 2005) uma vez que as plantas fornecem locais para a construção de teias (Greenstone, 1984), sítios reprodutivos para acasalamento, oviposição e proteção contra predadores (Romero & Vasconcellos-Neto, 2003).

Esta relação não se limita aos artrópodes predadores; a abundância e riqueza de outros grupos tróficos de artrópodes também podem ser influenciadas pela estrutura do hábitat. Insetos fitófagos, por exemplo, podem ser mais abundantes em vegetações de estruturas mais complexas, as quais disponibilizam mais refúgios contra predadores (Moran, 1980) e melhores condições microclimáticas. Além disso, recursos florais, quando disponíveis, atraem um grande número de visitantes que

servem como potenciais presas para aracnídeos (Morse & Fritz, 1982), aumentando assim sua sobrevivência e sucesso reprodutivo (Turnbull, 1973).

Tendo em vista a importância da estrutura da vegetação na composição da arthropofauna, avaliamos neste estudo a relação entre riqueza e abundância de artrópodes predadores (aracnídeos) e insetos fitófagos em manchas de *Baccharis uncinella* (Asteraceae). A nossa hipótese é de que tanto a riqueza quanto a abundância de aracnídeos e insetos são influenciadas positivamente pela complexidade estrutural e oferta de recursos florais promovida pelas manchas de *B. uncinella*.

Material e métodos

Área de estudo

A coleta de dados foi realizada na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), município de Bom Retiro, Santa Catarina. Na área de estudo, a vegetação é florestal em estágio inicial de regeneração, sendo comum a presença das espécies arbustivas *B. uncinella*, *Solanum variabile* (Solanaceae) e *Senecio brasiliensis* (Asteraceae).

Coleta de dados

B. uncinella é um arbusto de até quatro metros de altura, que ocorre em formações campestres e em bordas de florestas no sul e no sudeste do Brasil, e exclusivamente no planalto em Santa Catarina (Barroso, 1976). Apresenta copa com ramos tomentosos a glabrescentes, folhas sésseis e capítulos (inflorescências) com 20 a 40 flores. Floresce preferencialmente entre os meses de setembro a outubro (Barroso, 1976).

Foram amostrados 10 indivíduos de *B. uncinella*, cada qual considerado uma mancha, com uma distância mínima de cinco metros entre eles. A seleção da primeira mancha foi realizada de forma arbitrária, e a das demais, ao acaso e da seguinte forma: um pesquisador numerou arbitrariamente quatro quadrantes na copa do indivíduo de *B. uncinella*, dos quais um era sorteado por outro pesquisador.

O quadrante sorteado definia o sentido da transecção, ao longo da qual a próxima mancha a partir de cinco metros era amostrada.

Para a caracterização da qualidade e complexidade do hábitat em cada mancha de *B. uncinella*, os seguintes parâmetros foram mensurados: altura e duas medidas de diâmetro da copa (maior diâmetro e medida perpendicular ao maior diâmetro); densidade da copa (medido com densiômetro esférico posicionado a dez centímetros de altura em relação ao solo); oferta de recurso floral (caracterizada pela presença e intensidade de floração em cada mancha segundo (Fournier, 1974); classe - 0: flores ausentes, classe 1: 1 - 25% dos ramos com flores, classe 2: 26 - 50%, classe 3: 51 - 75%, classe 4: 76 - 100%); e isolamento (distância ao indivíduo em floração mais próximo, seja de *B. uncinella* ou de outra espécie; Figura 1A). O volume de cada mancha foi estimado por meio do cálculo de volume do cone: $V = 1/3 * \pi * h * R * r$.



Figura 1: **(A)** Mancha de *Baccharis uncinella*; **(B)** Busca ativa por artropofauna associada; **(C)** Medição do volume da mancha; **(D)** Medição da densidade da mancha; **(E)** Guarda-chuva entomológico adaptado abaixo da mancha amostrada; **(F)** Coleta da artropofauna associada; **(G)** Identificação de morfoespécies em lupa; **(H)** Morfoespécies de aracnídeos.

Para a caracterização da riqueza e abundância da artropofauna, foi realizada busca ativa por cinco observadores durante dois minutos. Posteriormente, dois guarda-chuva entomológicos adaptados (lençóis brancos) foram posicionados

abaixo da copa da mancha e seu caule sacudido por cinco vezes para o desprendimento da fauna. As espécies foram coletadas para triagem em laboratório e identificação em lupa. Dentre os animais coletados, foram consideradas apenas as morfoespécies de aracnídeos e, entre os morfotipos encontrados na classe Insecta foram considerados apenas os fitófagos.

Análise de dados

Foram realizados *violinplots* para ilustrar a distribuição das variáveis de complexidade de hábitat—volume da copa (m_3), oferta de recursos florais, distância a outro recurso floral (m) e densidade (%)—entre manchas de *B. uncinella*.

Para avaliar a relação entre composição da artropofauna e descritores do hábitat, foram criados e selecionados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson para a variável resposta e ligação log entre as variáveis explanatórias e resposta. Como variáveis resposta, consideramos as riquezas e abundâncias totais de predadores (aracnídeos) e insetos fitófagos, totalizando seis modelos. Como variáveis explanatórias, consideramos: um descritor da qualidade do macrohábitat (inferida pela distância da mancha de *B. uncinella* ao indivíduo em floração mais próximo; DIF), outro de qualidade do microhábitat (inferida pela intensidade da oferta de recurso floral na mancha de *B. uncinella* amostrada; ORF) e três descritores de complexidade do microhábitat (volume e densidade da mancha de *B. uncinella*, além da interação entre elas, a qual chamamos de complexidade estrutural; CE).

Para cada um dos seis casos, iniciamos com os modelos completos e selecionamos variáveis significativas por meio de *stepwise regression* em busca de modelos aninhados mais simples. A seleção do modelo final em cada caso considerou o balanço entre ajuste e número de parâmetros mediante o menor valor do critério de informação de Akaike (AIC). Posteriormente, correlações de Pearson foram utilizadas para avaliar o tamanho do efeito das variáveis explanatórias que foram mantidas nos modelos com melhor ajuste sobre as variáveis resposta. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram registrados 72 morfoespécies de fauna associada a *B. uncinella*, sendo 30 morfoespécies de aranhas (predadores) e 42 morfoespécies de insetos (fitófagos). Os *violinplots* realizados para avaliar a dispersão dos dados demonstraram que apenas uma mancha de *B. uncinella* apresentou volume superior às demais. A intensidade de recurso floral e densidade (%) apresentaram alta dispersão dos dados (Figura 2).

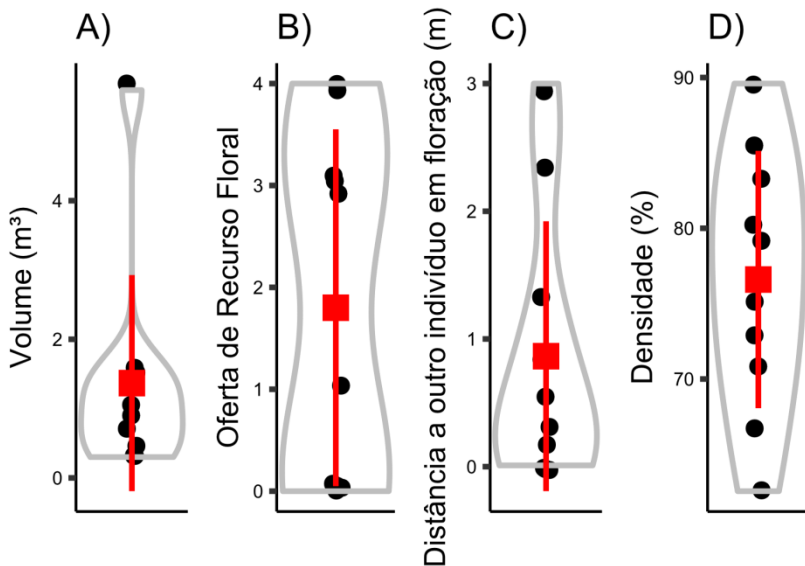


Figura 2. *Violinplots* das variáveis de complexidade de hábitat: **(A)** volume; **(B)** intensidade de recurso floral; **(C)** distância a outro indivíduo em floração e **(D)** densidade da mancha de *B. uncinella*. Círculos pretos indicam dados empíricos; círculos e linhas vermelhas indicam média e desvio padrão, respectivamente.

A riqueza total da artropofauna associada (aracnídeos e insetos fitófagos) a *B. uncinella* foi influenciada positivamente por três descritores: um de qualidade de macrohábitat (distância a outro indivíduo mais próximo em floração), e dois descritores de complexidade de hábitat (volume do cone e densidade da cobertura vegetal). A abundância total da artropofauna foi influenciada positivamente pelo

descritor de qualidade do microhábitat (oferta de recurso floral). Quando avaliados separadamente, a riqueza de aracnídeos foi influenciada positivamente pela variável de complexidade do microhábitat (volume) enquanto a abundância foi influenciada positivamente pela oferta de recurso floral (Tabela 1). Em relação aos insetos fitófagos, a riqueza foi correlacionada positivamente com a variável de qualidade do macrohábitat (distância a outro recurso floral) enquanto a abundância foi correlacionada positivamente não apenas a distância a outro recurso floral mas também as variáveis de complexidade estrutural (volume e densidade).

Tabela 1. Sumário dos seis GLMs com melhor ajuste a riqueza e abundância total de predadores e fitófagos. As variáveis explanatórias testadas foram: qualidade do macrohábitat (distância a outro recurso floral, DIF); microhábitat (oferta de recurso floral na mancha, ORF), ambas relacionadas a recursos alimentares, e complexidade do microhábitat (volume, densidade e interação volume × densidade da mancha/complexidade estrutural, CE), relacionadas ao recurso refúgio. Valores indicam que a variável explanatória (coluna) foi retida no modelo final de melhor ajuste, a direção e o tamanho do efeito. Asteriscos indicam variável explanatória com coeficiente significativo.

Respostas (abaixo)	Variáveis Explanatórias (ao lado)	Qualidade do Hábitat		Complexidade do microhábitat		
		DIF	ORF	Vol.	Dens.	CE
Riqueza	Total	1,99*	–	3,06*	2,41*	-2,98**
	Predador	–	–	2,37*	1,27	-2,29*
	Fitófagos	2,04*	–	1,86	1,59	-1,83
Abundância	Total	–	3,58*	–	–	–
	Predador	–	4,53*	–	–	–
	Fitófagos	3,99*	–	2,23*	2,59*	-2,20*

Discussão

Este estudo corroborou a hipótese inicial, de que tanto a complexidade estrutural da vegetação quanto a intensidade do recurso floral podem influenciar na estruturação da comunidade da arthropofauna associada ao arbusto *B. uncinella*. Contudo, as variáveis relacionadas ao microhábitat e macrohábitat tiveram influências distintas sobre as assembléias de aracnídeos e insetos fitófagos.

Os resultados obtidos sugerem que os descritores de complexidade estrutural influenciam tanto a riqueza de aracnídeos quanto a abundância de fitófagos. Em relação aos aracnídeos, o volume provavelmente influencia na complexidade da arquitetura vegetal. Esta complexidade parece fornecer mais áreas disponíveis para colonização e maior diversidade de nichos que suportariam maior riqueza de espécies. Por possuírem certas limitações fisiológicas, as aranhas dependem de locais específicos para a construção de teias (Turnbull, 1973). Assim, microhabitats mais complexos forneceriam também mais pontos de ancoragem para a fixação das teias (Greenstone, 1984).

A abundância de aracnídeos foi influenciada pela intensidade de recurso floral que, além de oferecer abrigo (Isaacs et al., 2009), fornece alimento (pólen e néctar) a insetos polinizadores e demais visitantes florais (Louda, 1982; Morse & Fritz, 1982). Conseqüentemente, a atração de visitantes florais pode representar maior disponibilidade de presas, o que sustentaria maior abundância de predadores como os aracnídeos (Schoonhoven et al., 2005). É importante ressaltar que as plantas também fornecem aos fitófagos locais para acasalamento, oviposição e refúgio contra predadores, características estas vinculadas à complexidade estrutural da vegetação (Halaj et al., 2000).

Em relação aos insetos fitófagos, tanto riqueza quanto abundância foram explicadas pela qualidade do macrohabitat, aqui representada pela distância do recurso floral mais próximo. Isto pode ser explicado pela maior mobilidade destes insetos quando comparada aos predadores (deste estudo), possibilitando a busca por sítios de forrageio em locais com maior oferta de recurso. É importante ressaltar que os métodos aqui utilizados para captura da artropofauna associada (busca ativa e guarda-chuva entomológico adaptado) são comumente utilizados na captura de insetos que utilizam a vegetação arbustiva como substrato, tais como coleópteros e hemípteros (W. S. A., 2000). Assim, diversas espécies de fitófagos voadores não foram coletados através dos nossos métodos. Propomos que futuros estudos utilizem métodos efetivos na captura de insetos em voo (e.g. redes entomológicas) para que haja maior representação da fauna associada à vegetação.

Considerações finais

Nossos resultados indicam que a composição das comunidades de predadores e fitófagos pode ser modulada por mecanismos que operam em duas escalas: microhábitat e macrohábitat, respectivamente. Para aracnídeos, a riqueza é explicada por descritores referentes à complexidade estrutural da mancha de *B. uncinella* (microhábitat) e a abundância pela intensidade do recurso floral (microhábitat). Já para insetos fitófagos, os quais de forma geral possuem maior mobilidade que aracnídeos, a riqueza foi explicada pela distância a outro recurso floral (macrohábitat) enquanto a abundância foi explicada não apenas pela distância a outro recurso floral mas também pelas variáveis de complexidade estrutural (microhábitat).

Referências

- Armbruster P., Hutchinson R.A., & Cotgreave P. (2002) Factors influencing community structure in a south american tank bromeliad fauna. *Oikos*, **96**, 225–234.
- Barroso G.M. (1976) Compositae-subtribo baccharidinae hoffmann, estudo das especies ocorrentes no brasil. *Rodriguésia*, **28**, 3–273.
- De Souza A.L.T. & Martins R.P. (2005) Foliage density of branches and distribution of plant-dwelling spiders. *Biotropica*, **37**, 416–420.
- Fournier L.A. (1974) Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, **24**, 422–423.
- Greenstone M.H. (1984) Determinants of web spider species-diversity - Vegetation structural diversity vs prey availability. *Oecologia*, **62**, 299–304.
- Gunnarsson B. (1990) Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *The Journal of Animal Ecology*, 743–752.
- Halaj J., Ross D.W., & Moldenke A.R. (2000) Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, **90**, 139–152.

- Isaacs R., Tuell J., Fiedler A., Gardiner M., & Landis D. (2009) Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: The role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**, 196–203.
- Langellotto G.A. & Denno R.F. (2004) Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: A meta-analytical synthesis. *Oecologia*, **139**, 1–10.
- Levins R. (1979) Coexistence in a variable environment. *The American Naturalist*, **114**, 765–783.
- Louda S.M. (1982) Inflorescence spiders: A cost/benefit analysis for the host plant, haplopappusvenetusblake (asteraceae). *Oecologia*, **55**, 185–191.
- MacArthur R.H. & MacArthur J.W. (1961) On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594–598.
- MacArthur R. & Levins R. (1967) The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist*, **101**, 377–385.
- Moran V.C. (1980) Interactions between phytophagous insects and their Opuntia hosts. *Ecological Entomology*, **5**, 153–164.
- Morris M. (2000) The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, **95**, 129–142.
- Morse D.H. & Fritz R.S. (1982) Experimental and observational studies of patch choice at different scales by the crab spider *Misumenops*. *Ecology*, **63**, 172–182.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Romero G.Q. & Vasconcellos-Neto J. (2003) Natural History of *Misumenops argenteus* (Thomisidae): Seasonality and Diet on *Trichogoniopsis adenantha* (Asteraceae). *Journal of Arachnology*, **31**, 297–304.
- Schoonhoven L.M., Van Loon J.J., & Dicke M. (2005) *Insect-plant biology*. Oxford University Press on Demand,

Teixeira de Souza A.L. & Módena É. de S. (2004) Distribution of spiders on different types of inflorescences in the Brazilian Pantanal. *Journal of Arachnology*, **32**, 345-348.

Turnbull A. L. (1973) Ecology of the True Spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, **18**, 305-348.

W. S. A. J. Filho and P. H. S. P. (2000) *Técnicas de coleta e identificação de insetos*. Edipucrs.

Características morfológicas e funcionais de macroinvertebrados aquáticos em diferentes microhabitats em riacho de baixa ordem

Carneiro A. P.; Marciniak B.; Ferreira L. F., Blanco G. D., Lemes-Silva A. L.

Introdução

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos constitui uma parcela considerável da biota aquática, contribuindo intensamente nos processos ecológicos dentro dos sistemas aquáticos. Por definição, os macroinvertebrados são organismos de pequenas dimensões, coletados em redes de 200 a 500 micrômetros, que habitam o fundo dos ecossistemas aquáticos durante pelo menos uma parte do seu ciclo de vida (Rosenberg & Resh, 1993). Pertencentes na sua grande maioria aos filos Arthropoda, Annelida, Mollusca, Nematoda e Platyhelminthes (Calow, 2009), esses animais desempenham papel fundamental na transferência de energia proveniente do aporte de vegetação ripária para níveis tróficos superiores (Karr & Schlosser, 1978; Calow, 2009), além de participarem da cadeia alimentar servindo de alimentos para peixes e outros invertebrados.

Nos sistemas aquáticos, as variáveis abióticas desempenham papel fundamental na composição e abundância das espécies (Ricklefs, 2003). A velocidade da correnteza é um exemplo de fator abiótico importante na estruturação das comunidades aquáticas em ambientes lóticos (Merritt & Cummins, 1996). A velocidade de corrente atua como uma perturbação, deslocando detritos, organismos e sedimentos do trecho a montante para jusante do corpo d' água. Este deslocamento pode ser constante e previsível, quando causado pela vazão usual de riachos, ou catastrófico, quando causada por perturbações físicas intensas, como os eventos de precipitação (Death & Zimmermann, 2005). Sabe-se que na calha do rio a velocidade da correnteza é alta, e a probabilidade de carreamento de sedimentos e organismos, como os macroinvertebrados aquáticos, é grande (Thorp & Covich, 2009). O fluxo unidirecional da corrente impõe uma grande limitação ao estabelecimento dos macroinvertebrados aquáticos no ambiente lótico. Para se

fixar e colonizar esses ambientes é necessário apresentar estratégias adaptativas, como morfologia do corpo, adaptações alimentares, mobilidade, comportamento e orientação dentro do rio para suportar a exposição às fortes correntes (Calow, 2009).

Ambientes heterogêneos e locais com correnteza facilitam a colonização de uma maior diversidade de grupos tróficos funcionais (Bonada et al., 2006). Nos ecossistemas aquáticos, a presença e abundância de grupos tróficos funcionais é um reflexo direto da disponibilidade dos recursos alimentares necessários e da condição dos parâmetros ambientais relacionados (Calow, 2009). Por isso, grupos tróficos são frequentemente utilizados em estudos de impacto ambiental, pois fornecem uma boa medida sobre o que está afetando a fauna local, em função da proporção e da abundância dos diversos organismos que compõem a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Silveira, 2004; Hamada et al., 2014).

O objetivo desse estudo foi verificar se as características morfológicas (tamanho do corpo) e funcionais (grupos de alimentação) da comunidade de macroinvertebrados aquáticos variam de acordo com habitats homogêneos e heterogêneos, e velocidade de correnteza em diferentes trechos de um riacho subtropical. Sustentados pela hipótese que ambientes heterogêneos apresentam maior disponibilidade de micro-habitats a serem explorados, espera-se encontrar indivíduos de maior tamanho corporal em trechos heterogêneos e com maior velocidade de correnteza, assim como uma maior diversidade de grupos tróficos funcionais.

Material e métodos

Área de estudo

Esse estudo foi realizado em três trechos de um riacho de baixa ordem localizado na Fazenda Reunidas Campo Novo, na cidade de Bom Retiro, SC. Foram escolhidos três trechos dentro do riacho, e em cada trecho foram selecionados cinco pontos amostrais, distanciados 5 m entre si (Figura 1).

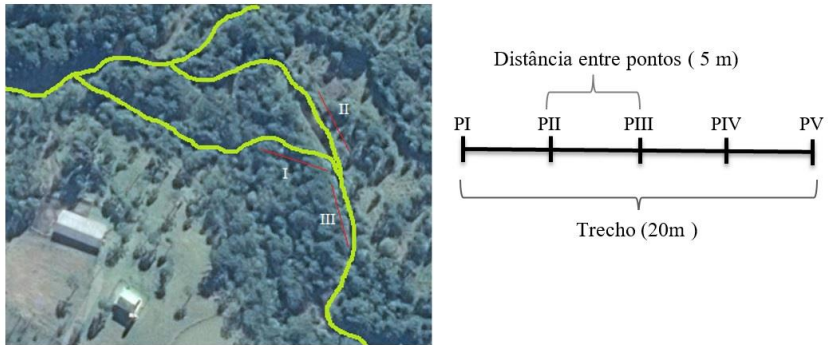


Figura 1: Localização aproximada dos trechos de coleta em um tributário do Rio João Paulo, localizado na Fazenda Reunidas Campo Novo, e a representação da distância entre os pontos de coleta, dentro de cada um dos três trechos.

Coleta de dados

A coleta dos macroinvertebrados foi realizada com o auxílio de um amostrador tipo Surber (15 x 15 cm), e o tempo determinado de coleta foi de um minuto para cada ponto amostral. Os pontos amostrais foram analisados quanto à heterogeneidade do habitat em heterogêneo ou homogêneo e estimada a velocidade de correnteza (m/s). Para mensurar a velocidade de correnteza, foi utilizado o método do flutuador. Esse método consiste na contagem do tempo, em segundos, que um objeto flutuador, bola de isopor, leva para percorrer uma distância pré-determinada. Neste estudo, a distância utilizada foi de 2 m (Figura 2A e 2B). Após a coleta, os macroinvertebrados foram colocados em sacos plásticos devidamente identificados e transportados para o laboratório onde foram posteriormente triados. A triagem e identificação foram realizadas com auxílio de lupa estereomicroscópica e os organismos foram identificados até o nível de família (Mugnai et al., 2010). Após a identificação, foi realizada a classificação quanto a sua categoria trófica. Os macroinvertebrados foram classificados em: coletores-catadores, fragmentadores, predadores, coletores e raspadores.

Para o cálculo de medidas do comprimento e largura, em mm, os macroinvertebrados foram fotografados sobre um papel milimetrado e medidos no programa ImageJ (Rasband, 2012). O comprimento de cada indivíduo foi calculado a

partir de uma linha reta traçada no ápice da cabeça até o início da região caudal e a largura foi mensurada a partir da porção mediana de cada organismo. Por fim, foi calculada a razão entre comprimento e largura dos organismos coletados (Figura 2D).

Análise de dados

A razão comprimento/ largura do corpo dos macroinvertebrados foi relacionada com a velocidade da correnteza por meio de regressão linear. Para determinar a relação entre a razão comprimento/largura do corpo dos macroinvertebrados com os tipos de habitats amostrados (homogêneo e heterogêneo) foi aplicado o teste de Wilcoxon e para verificar se a diversidade dos grupos tróficos funcionais responde as diferenças na velocidade da correnteza utilizou-se regressão linear. Um dendrograma foi construído com base em uma matriz de dissimilaridade de Bray Curtis, que foi calculada a partir dos dados não transformados de abundância de grupos tróficos funcionais. Todas as análises foram realizadas no programa RStudio.



Figura 2: A) Método de coleta utilizando um amostrador Surber; B) Determinação da velocidade da corrente utilizando o método flutuador; C) Identificação dos macroinvertebrados e D) Fotografia utilizada para mensuração do tamanho de cada organismo.

Resultados

Foram coletados e identificados 490 indivíduos, distribuídos em 9 ordens e divididos em 32 famílias, com a família Psephenidae (Coleoptera) sendo a mais abundante, seguido por Chironomidae (Diptera) representando 24,1% e 11,6% do organismos coletados, respectivamente (Figura 3).

Os resultados da análise de regressão linear demonstram uma relação negativa entre a forma do corpo dos organismos com a velocidade de correnteza: a razão de comprimento/largura do corpo dos macroinvertebrados diminuiu em função do aumento da velocidade de corrente ($R^2 = 0,04$; $F = 16,3$; $P < 0,001$, Figura 4A), rejeitando assim a hipótese apresentada. Por outro lado, por meio do teste de Wilcoxon, observou-se uma diferença significativa ($w = 5886$; $P < 0,001$) entre a razão de comprimento/largura dos organismos com os micro-habitats amostrados, estando os maiores organismos no substrato homogêneo, rejeitando assim a hipótese de preferência dos organismos de maiores tamanhos por ambientes heterogêneos (Figura 4B).

Por meio da análise dos macroinvertebrados classificados em grupos tróficos funcionais foi possível observar um aumento da riqueza taxonômica de acordo com o aumento da velocidade de correnteza (Figura 5), corroborando com a hipótese esperada.

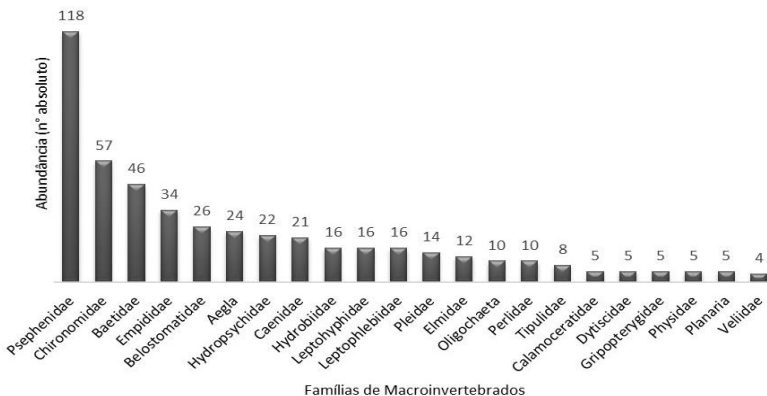


Figura 3: Abundância das principais famílias de macroinvertebrados aquáticos identificados ao longo dos três trechos do rio.

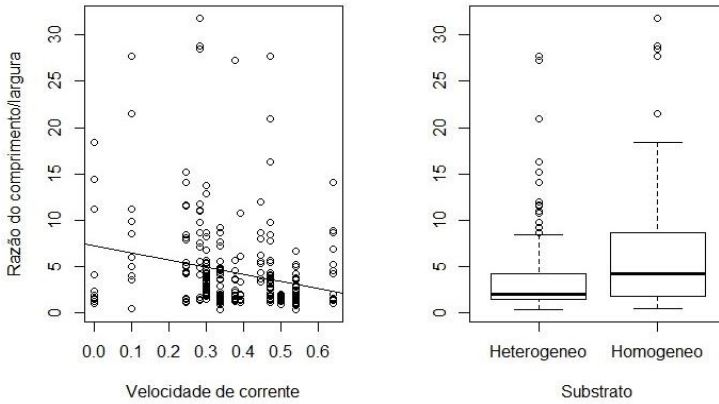


Figura 4: A): Relação entre a razão comprimento/largura dos macroinvertebrados com a velocidade de correnteza (m/s). B) Relação entre a razão comprimento/largura dos macroinvertebrados com o tipo de substrato amostrado.

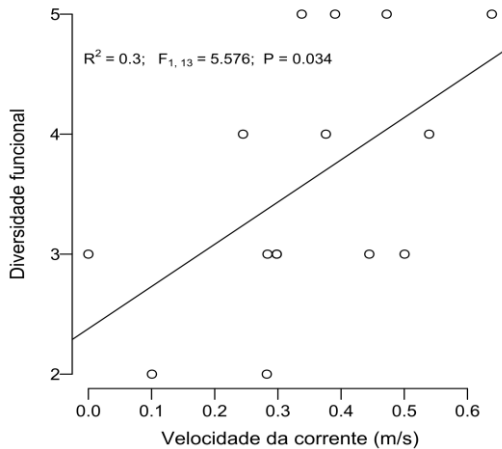


Figura 5: Relação entre a diversidade funcional dos macroinvertebrados aquáticos com a velocidade média de corrente mensurada em trechos de um riacho subtropical.

A análise de agrupamento realizada para a riqueza taxonômica e abundância de grupos funcionais entre os trechos amostrados gerou um dendograma da dissimilaridade entre os trechos (Figura 6) e mostrou um agrupamento de acordo com o tipo de substrato amostrado. Os trechos amostrais 1, 3, 5, que se agruparam no dendograma (grupo A), apresentam características semelhantes, sendo considerados ambientes heterogêneos com velocidade média de correnteza de 0,46 m/s. O mesmo aconteceu como o grupo B, composto apenas por trechos heterogêneos (trechos 7, 11, 12 e 13). Por outro lado, o grupo D agrupou os trechos caracterizados como remanso, com substrato homogêneo composto de areia e com uma média de velocidade de correnteza baixa (0,34 m/s).

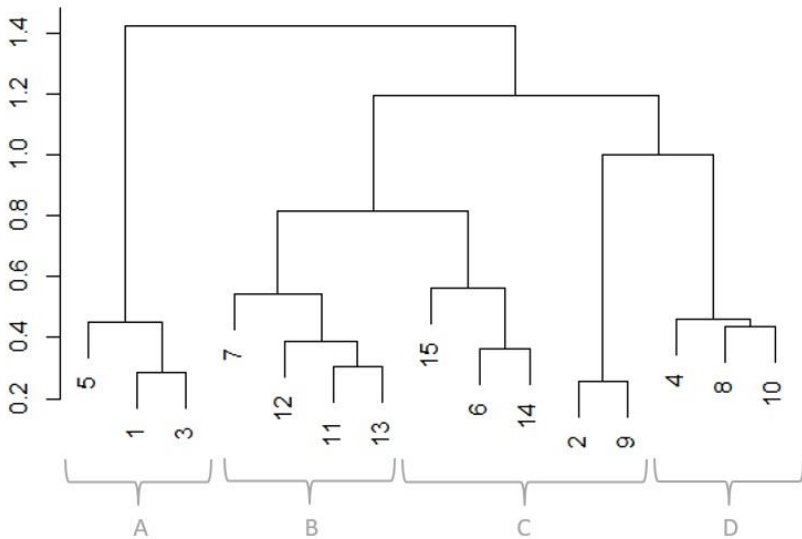


Figura 6: Dendrograma da abundância dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados aquáticos. Grupos A e B representam grupos heterogêneos; grupo C micro-habitats homogêneos e heterogêneos; grupo D, é composto apenas por trechos homogêneos.

Discussão

Neste estudo, observou-se uma baixa riqueza taxonômica de organismos considerados de tamanho grande. Para as famílias de Plecoptera, Gripopterygidae e Perlidae, que facilmente atingem tamanhos superiores a 10 mm (Loureiro et al., 2015), foram amostrados apenas indivíduos com menos de 7 mm. As alterações sazonais como o aumento na velocidade da correnteza durante as chuvas que precederam as coletas pode ser um fator de forte influência sobre a estrutura da macrofauna dos riachos, levando para jusante os maiores organismos, principalmente os que não possuem formato do corpo hidrodinâmico para suportar a correnteza. Por outro lado, a maior abundância de Psephenidae, encontrado nesse estudo, pode estar relacionada com o formato do corpo dos organismos pertencentes a essa família. Psephenidae possui um achatamento dorsoventral que os possibilita a ficarem fortemente aderidos ao substrato (Hamada et al., 2014), sendo amostrados abundantemente em todos os trechos heterogêneos durante nossas coletas.

Dentre os vários tipos de substratos colonizados por macroinvertebrados, as pedras podem criar uma gama de micro-habitats a serem colonizados, possibilitando a presença de refúgios entre as próprias pedras e entre os folhços que ficam retidos nesses locais. Por outro lado, a areia e a argila, considerados substratos homogêneos, apresentam uma redução na quantidade de micro-habitats disponíveis, contendo um número reduzido de espécies (Kikuchi & Uieda, 2005). Areia, silte e argila são partículas menores e instáveis, podendo ser carregadas rio a baixo através da velocidade de correnteza; pedras e matacões são mais estáveis, podendo permanecer fixas mesmo quando expostas a velocidade de correntezas elevadas (Allan & Castillo, 2007).

A heterogeneidade do substrato e as baixas profundidades são características que regem a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água. Apesar de não ter sido mensurada essa variável no estudo, a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água pode ser uma variável importante no presente estudo. Sabe-se que áreas de remanso, caracterizadas como regiões de baixa velocidade de correnteza, apresentam baixa disponibilidade de oxigênio, o que permite a colonização apenas por organismos adaptados a essas características ambientais (Silveira, 2004; Kikuchi & Uieda, 2005). São exemplos desses organismos alguns catadores-coletores, que

são considerados resistentes aos baixos níveis de oxigênio dissolvido na água por serem capazes de utilizar o pouco oxigênio dissolvido na água absorvendo-o pela superfície do corpo (Hamada et al., 2014). Porém, muitos organismos se beneficiam e necessitam do efeito da velocidade de correnteza para alimentação ou respiração (Fumis, 2010), refletindo numa maior diversidade funcional nos trechos dos rios que possuem essa característica, como é o caso dos trechos 6 e 12, com velocidade de correnteza superior a 0,45 m/s e que apresentaram todos os grupos tróficos funcionais amostrados. Alguns estudos já demonstraram que perturbações naturais como chuvas fortes, seguidas de enxurradas podem influenciar fortemente a diversidade funcional da comunidade, tanto pela remoção direta dos animais como pela remoção de seus recursos alimentares (Death & Zimmermann, 2005).

A presença e abundância dos grupos tróficos funcionais, é um reflexo direto da disponibilidade dos recursos alimentares necessários e da condição dos parâmetros ambientais relacionados (Calow, 2009). A correnteza é capaz de alterar o tamanho das partículas presentes no substrato, afetando, assim, a distribuição do alimento e levando à remoção de nutrientes (Allan & Castillo, 2007). A presença do grupo dos predadores esta intimamente relacionado à presença de outros invertebrados de qualquer taxa. Para 14 dos 15 trechos amostrais foram amostrados predadores nas coletas, independente da heterogeneidade ou homogeneidade ambiental. Portanto o aumento na abundância dos grupos funcionais gera maior recurso alimentar para os predadores, indicando um possível efeito "top-down" (Hamada et al., 2014).

Por fim, podemos considerar os trechos heterogêneos os mais propícios para colonização de macroinvertebrados bentônicos pelo fato de proporcionar uma gama de micro-habitats a serem explorados por diversos grupos taxonômicos e funcionais. A composição, estrutura e categorização dos grupos funcionais diferiram entre os trechos homogêneos e heterogêneos, tanto quanto às características funcionais quanto às características de tamanho corpóreo. Nossa hipótese de encontrar organismos maiores em ambientes de maior correnteza foi refutada, e talvez as chuvas que antecederam as coletas possam ter influenciado no padrão de distribuição encontrado, priorizando a colonização dos macroinvertebrados de menor tamanho corpóreo em detrimento de organismos maiores.

Referências

- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007) *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H., & Statzner B. (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, **51**, 495–523.
- Calow P.P. (2009) *River biota: Diversity and dynamics*. John Wiley & Sons.
- Death R.G. & Zimmermann E.M. (2005) Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity. *Oikos*, **111**, 392–402.
- Fumis P.B. (2010) *Influência dos fatores ambientais na organização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos tropicais*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu. 133 p.
- Hamada N., Nessimian J.L., & Querino R.B. (2014) *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus.
- Karr J.R. & Schlosser I.J. (1978) Water resources and the land-water interface. *Science*, **201**, 229–234.
- Kikuchi R.M. & Uieda V.S. (2005) Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomologia y Vectores*, **12**, 193–231.
- Loureiro R.C., Urbim F.M., Tonello G., Restello R.M., & Hepp L.U. (2015) Larvas de Gripopterygidae (Insecta, Plecoptera) associadas a fragmentação de detritos foliares em riachos subtropicais. *Perspectiva*, **39**, 61–71.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Mugnai R., Nessimian J.L., & Baptista D.F. (2010) *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: Para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. Technical Books Editora.

- Rasband, W. S. (2012). ImageJ: Image processing and analysis in Java. *Astrophysics Source Code Library*.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Ricklefs R.E. (2003) *A economia da natureza*. Guanabara-Koogan.
- Silveira M.P. (2004) *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente, Documentos.
- Thorp J.H. & Covich A.P. (2009) *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press.

Uso do habitat e distribuição de *Aegla* spp. (Decapoda: Anomura) em um riacho subtropical

Rocha-Jr., J.C.; Alves, J.; Costa, G.B.; Hayata, M. A.; Crivellaro, M.; Silveira, T. C. L.; Lemes-Silva, A. L.

Introdução

Habitat pode ser definido como “o espaço físico em que os organismos se distribuem” (Begon et al., 2007), podendo ser caracterizado quanto aos fatores físicos (e.g. temperatura), químicos (e.g. nutrientes) e bióticos (e.g. predadores). Características encontradas em diferentes habitats, são relevantes para entender as condições às quais os organismos estão expostos. Sendo assim, a distribuição e abundância de uma espécie, são altamente dependentes das condições necessárias à sua dispersão e perpetuação (Begon et al., 2007).

O gênero *Aegla* é o único representante dos crustáceos anomuros que têm seu ciclo de vida restrito a ambientes de água doce (Crivellaro et al., 2017). Segundo Bueno et al. (2016), existem setenta e oito espécies descritas para o gênero, com distribuição restrita à América do Sul, em ambientes tropicais e subtropicais do Chile, Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e Brasil. As espécies do gênero *Aegla* ocorrem em ambientes preferencialmente lóticos, bem preservados, e com disponibilidade de matéria orgânica, sendo um dos organismos responsáveis pela ciclagem de nutrientes em riachos (Bueno et al., 2016). No geral, estas espécies apresentam baixa capacidade de dispersão, ocasionando isolamento reprodutivo e subpopulações com forte tendência ao endemismo (Bueno et al., 2016).

A ecologia dos aeglídeos em relação ao seu habitat ainda é pouco conhecida. Estudos têm demonstrado uma variação ontogenética em relação ao uso de microhabitats, uma vez que adultos conseguem suportar maior intensidade de correnteza (Noro, 2001; Bueno et al., 2016). Deste modo, relacionar o uso dos habitats com o desenvolvimento ontogenético dos espécimes é fundamental para a compreensão da dinâmica populacional.

Com estas considerações, o presente estudo visa compreender se a distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento de *Aegla* spp. é influenciada pelas variações de micro-habitat observadas em um riacho subtropical. Nossa hipótese é de que recrutas, juvenis e adultos têm requerimentos ambientais distintos, o que se reflete na ocupação diferencial dos microhabitats disponíveis no riacho. Indivíduos adultos terão preferência por ambientes de corredeira enquanto recrutas terão preferência por ambientes de remanso (Figura 1).

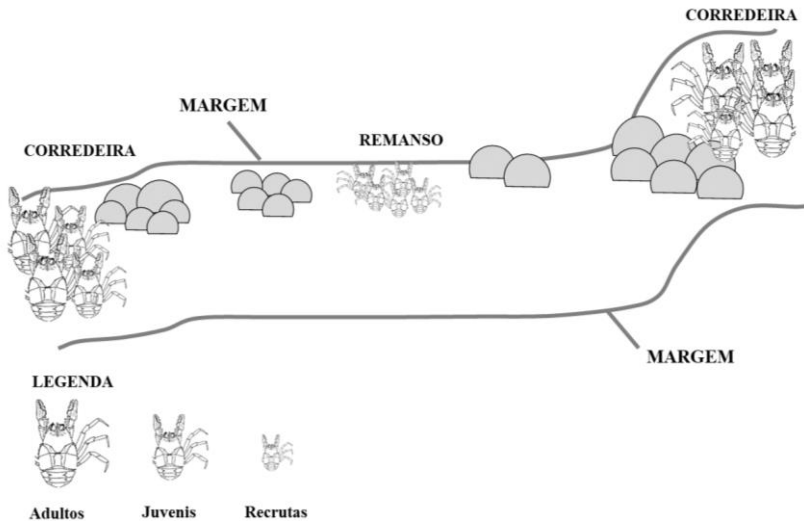


Figura 1. Representação esquemática da hipótese levantada quanto ao uso diferencial dos microhabitats por indivíduos de *Aegla* spp. em diferentes estágios de desenvolvimento.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado no riacho João Paulo, localizado na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina.

Coleta e triagem do material

As coletas foram realizadas em um transecto de 190 metros no riacho João Paulo sentido jusante-montante. Foram amostrados 19 trechos ao longo do riacho, com uma distância de dez metros entre cada ponto. As amostras foram obtidas primeiramente no meio do riacho e posteriormente em uma das margens.

Para a coleta dos espécimes de *Aegla* spp. foi utilizado um amostrador do tipo *kick-net*. Este consiste em um apetrecho com dois bastões, ligados por uma rede em forma de saco. A *kick-net* possui dimensões de 1,0 x 1,0 metro, e malha de 0,25 mm entre nós adjacentes. A coleta dos espécimes foi realizada simultaneamente por duas pessoas: uma segurando o amostrador e a outra revolvendo o substrato de fundo do riacho (Figura 2; A). O esforço amostral foi de um minuto em cada ponto de coleta. Todo material acumulado no amostrador foi disposto em bandejas para triagem (Figura 2; B).

Os espécimes de *Aegla* spp. coletados, foram contabilizados e classificados em três categorias de desenvolvimento: recruta, juvenil (imaturo) e adulto (maduro). A análise de maturidade sexual morfológica foi realizada com base na relação alométrica entre o comprimento do cefalotórax (CC) e as demais dimensões do animal, assumindo que os caracteres sexuais secundários, como os quelípodos, aparecem e crescem em taxas diferentes entre a fase imatura e madura. Os animais que eram muito pequenos, com corpo mole e com a segmentação morfológica indistinguível in situ, foram classificados como recrutas. Foram obtidas medidas biométricas de todos os indivíduos coletados, exceto recrutas pois estes eram muito sensíveis ao manejo (Figura 2; C). As medidas foram: a) Comprimento do Cefalotórax (CC), b) Largura do Cefalotórax (LC) e c) Comprimento dos Quelípodos direito e esquerdo (CQd; CQe). Após os procedimentos biométricos, os exemplares foram soltos no local de captura.



Figura 2. Amostragem de *Aegla* spp. A - Coleta com rede *kick-net*; B - Triagem do material coletado; C - Morfometria dos indivíduos.

Dados abióticos

Após a triagem dos espécimes de *Aegla* spp., o material acompanhante coletado e toda matéria orgânica particulada grossa (MOPG) retida na rede foi parcialmente seca, e posteriormente pesada com auxílio de balança digital (*Portable Electronic Scale - WeiHeng*). Em todos os pontos de coleta foram avaliados parâmetros para caracterização do habitat, que incluíram: a) profundidade do local de coleta (utilizando um bastão/trena, medida em cm); b) largura do riacho (com uso de trena, medida em cm); c) presença/ausência de mata ciliar sobre o rio (diagnóstico visual); d) proporção de pedras (percentual de pedras grandes, médias e/ou pequenas. Diagnóstico visual feito por um observador, medida em %); e por fim e) velocidade da correnteza (com uso de trena, cronômetro e bola de isopor, medida em m/s).

Análises de Dados

Com o intuito de verificar quais variáveis abióticas que interferem na abundância total dos espécimes, foi realizada uma análise de regressão linear generalizada (GLM) com distribuição Poisson, incluindo todas as variáveis amostradas. A partir

dos resultados dessa análise, verificou-se separadamente quais as variáveis que melhor explicam a abundância dos indivíduos de diferentes estágios de desenvolvimento, com um GLM, usando a distribuição Poisson. Todas as análises foram realizadas utilizando o ambiente R (R Core Team, 2016).

Resultados

No total, foram amostrados 114 indivíduos de *Aegla* spp., dos quais 36 foram classificados como adultos, 27 juvenis e 51 recrutas. O resultado do GLM indicou que a velocidade média de correnteza ($Z = -5,489$; $P < 0,001$), a porcentagem de pedras pequenas ($Z = -7,009$; $P < 0,001$), o peso da MOPG ($Z = -3,399$; $P < 0,001$) e o local da amostragem (correnteza ou remanso) ($Z = -7,932$; $P < 0,001$) foram os parâmetros que melhor descreveram a abundância de *Aegla* spp.

A velocidade média de correnteza explicou a presença de todos os estágios nos locais que foram encontrados. Especificamente, a abundância dos adultos se mostrou influenciada pelo local de amostragem, já os juvenis foram afetados pelo local de amostragem e porcentagem de pedras pequenas, e os indivíduos recrutas pela porcentagem de pedras pequenas e MOPG (Tabela 1; Figura 3).

Tabela 1: Parâmetros que melhor descreveram as abundâncias de *Aegla* spp. em cada estágio de desenvolvimento no riacho João Paulo, Bom Retiro, Santa Catarina.

Estágio	Variável	Coefficiente	Z	P
Adultos	Velocidade de corrente (m/s)	1879,0	3,210	< 0,01
	Local de amostragem	-0,7	-4,396	< 0,001
Juvenis	Velocidade de corrente (m/s)	2219,0	3,243	< 0,01
	Pedras pequenas (%)	0,0	-2,256	< 0,05
	Local de amostragem	-1710,0	-3,937	< 0,001
Iniciais	Velocidade de corrente (m/s)	-4081,0	-4,695	< 0,001
	MOPG (g)	0,0	1,993	< 0,05
	Pedras pequenas (%)	0,0	-4,410	< 0,001

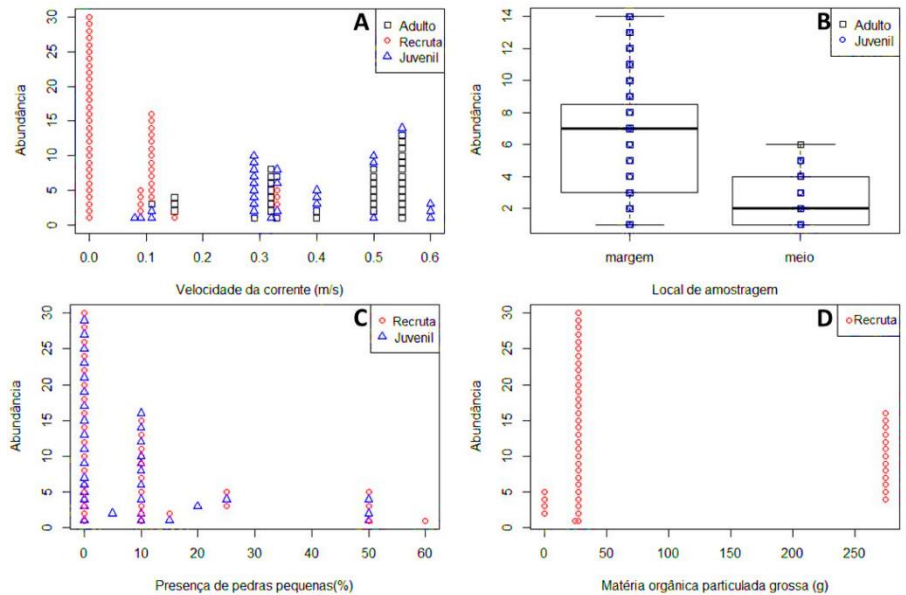


Figura 3. Relação entre abundância dos indivíduos de *Aegla* spp. em diferentes estágios de desenvolvimento com as variáveis A - velocidade de corrente (m/s); B - local de amostragem (margem ou meio do riacho); C - presença de pedras pequenas (%); e D - matéria orgânica particulada grossa (g).

Discussão

Aegla spp. ocorre preferencialmente em ambientes de corredeira e disponibilidade de matéria orgânica (Bueno et al., 2016). No riacho estudado, este padrão foi parcialmente observado, com uma aparente separação entre os diferentes estágios de desenvolvimento analisados. Os resultados observados corroboram a hipótese de que indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento têm requerimentos ambientais distintos. Neste caso, observou-se a ocorrência dos indivíduos maiores nas áreas de corredeiras, e uma tendência de ocupação preferencial dos indivíduos recrutas nas áreas de margem, onde o fluxo de água é menos intenso e a disponibilidade de recursos parece ser mais constante. Além disso, observou-se a ocorrência de juvenis preferencialmente em velocidades de corrente intermediárias, mostrando um gradiente de variação ontogenética no uso de microhabitat.

Habitats localizados nas margens fornecem maiores condições de abrigo e disponibilidade de recursos alimentares para o desenvolvimento dos recrutas de *Aegla* spp. Por outro lado, indivíduos maiores possuem estrutura corporal adaptada para o estabelecimento nas áreas de maior fluxo e maior necessidade de oxigenação. Este grupo possui alto metabolismo quando comparado com outros crustáceos decápodes, e isto provavelmente restringe sua distribuição a estes ambientes (Crivellaro et al., 2017). Com isto, habitats próximos a corredeiras são favoráveis à sua fixação, tanto pela renovação de recursos quanto possibilidade de dispersão de filhotes. A ocorrência de adultos nas áreas de margem pode estar relacionada a época reprodutiva e existência de sítios de cuidado parental, comportamento já descrito para o grupo (Crivellaro et al., 2017).

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fazenda Reunidas Campo Novo por disponibilizar as dependências do local para realização dos trabalhos.

Referências

- Begon M., Townsend C., & Harper J. (2007) *Ecologia: de Indivíduos a Ecosystemas*. Artmed, Porto Alegre.
- Bueno S.L.S., Santos S., Rocha S.S. da, Gomes K.M., Mossolin M.C., & Mantelatto F.I. (2016) Avaliação dos Eglídeos (Decapoda : Aeglidae). *Livro vermelho dos crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*, 35–63.
- Crivellaro M.S., Zimmermann B.L., Bartholomei-santos M.L., Crandall K.A., Pérez-losada M., Bond-buckup G., & Santos S. (2017) Looks can be deceiving: species delimitation reveals hidden diversity in the freshwater crab *Aegla longirostri* (Decapoda: Anomura). *Zoological Journal of the Linnean Society*, **182**, 24–37.
- Noro C.K. (2001) *Biologia e Dinâmica Populacional de Aegla leptodactyla Buckup & Rossi, 1977 (Crustacea, Anomura, Aeglidae)*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Caindo na rede: a influência do local e estrutura de teias de aranhas na captura de presas

Roos, A. L.; Machado, M. X.; Burg Mayer, G.; Peres, L. M. C.; Rupil, G.

Introdução

Aranhas são importantes predadores da entomofauna e desempenham importantes papéis na ciclagem de nutrientes e no controle das populações de insetos (Moulder & Reichle, 1972; Resh & Cardé, 2003). Esses organismos empregam diversas técnicas e estratégias para a captura de presas, desde a construção de teias utilizando-se da estratégia 'senta e espera' (Uetz et al., 1978), às estratégias ativas de busca e emboscada (Hickman et al., 2008, Resh & Cardé 2003).

O sucesso de captura de teias de aranha está associado com a disponibilidade de presas disponíveis no ambiente (Bultman & Uetz, 1982; Rypstra, 1983, 1986; Pasquet et al., 1994), assim como com a estrutura e complexidade do habitat (Uetz et al., 1978; Greenstone, 1984; Mcnett & Rypstra, 2000), ambos aspectos influenciam nos locais de construção e na estruturação das teias (Enders, 1975; Rypstra, 1986; Sherman, 1994; Herberstein, 2000).

A distribuição de recursos de presas para aranhas que constroem teias possui tendência de variar entre micro-habitats, influenciada pela vegetação e tipo de habitat (Bultman & Uetz, 1982; Greenstone, 1984; Kato et al., 2003). Como a princípio a maioria dos insetos possui ciclo reprodutivo relacionado a corpos aquáticos (Hamada et al., 2014) nas bordas destes há uma maior concentração de insetos emergindo e, portanto, um maior sucesso de captura de presas próximo a esses corpos aquáticos (Kato et al., 2003). Deste modo, o comportamento e a abundância de presas irá ter grande influência na construção e no grau de captura pela teia (Pasquet et al., 1994).

Por causa de uma alta dependência entre a localização da teia e o sucesso de captura, é de se esperar uma alta especificidade de habitat ou microhabitat que influenciaria no sucesso de captura (Uetz et al., 1978; Mcnett & Rypstra, 2000). A heterogeneidade do habitat pode induzir espécies a empregar diferentes

estratégias para evitar a competição (Enders, 1974, Rypstra (1983)). O padrão de distribuição por manchas provê oportunidades para a estratificação vertical e horizontal (Uetz et al., 1978), como por exemplo, a heterogeneidade ambiental do ambiente em relação a proximidade de riachos.

Aparentemente, teias de aranha que apresentam um formato arredondado possuem uma dupla função para a predação: 1) funcionam como uma rede de neblina usada para fisgar insetos voadores "planctônicos"; e 2) como uma extensão da visão daquelas aranhas que não dispõem de uma boa visão, uma vez que estas podem aumentar a taxa de detecção de presas por meio da transmissão de vibrações. Kullmann (1972) já discutiu que as teias arredondadas são um caso de divergência evolutiva, havendo surgido independentemente em duas linhagens de aranhas como um design que otimiza a captura de insetos voadores uma vez que minimiza a alocação de seda e energia.

Aranhas constroem suas teias e podem ajustar o seu tamanho para selecionar a presa mais abundante do ambiente levando em consideração também os custos e seu *fitness* reprodutivo (Sherman, 1994; Herberstein, 2000). A orientação das teias e tamanhos de malhas, que interferem diretamente na taxa de captura das presas, também podem ser modificados pelas aranhas e são influenciados pela estrutura do habitat, intensidade do vento, direção de vôo das presas, influência da radiação solar, e saciedade do animal (Enders, 1975; Biere & Uetz, 1981; Sherman, 1994; Turner et al., 2011).

Diante disso, e considerando que próximo ao riacho teríamos uma maior abundância de insetos, é possível esperar uma relação de complexidade de teias inversamente proporcional à distância do rio, uma vez que, possivelmente, as teias próximas aos corpos aquáticos apresentariam menor complexidade, tamanho e ornamentação do que teias distantes dos corpos d'água devido a um maior sucesso de captura. Nossas hipóteses são de que as teias próximas ao corpo d'água apresentarão maior abundância de presas devido a maior frequência de insetos emergindo do corpo d'água. E, de que teias próximas ao corpo d'água serão orientadas preferencialmente em ângulos baixos, de menor tamanho, e em alturas mais baixas do que as teias distantes do rio, visto que aranhas buscarão a maximização da taxa de captura. Sendo assim, nosso objetivo é verificar se as

variáveis de estrutura da teia e a proximidade de corpos d'água influenciam na abundância de captura de presas.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na mata ciliar ao longo de cerca de 200 metros nas margens e entorno do riacho pertencente à bacia do Rio Campo Novo do Sul na Fazenda Reunidas Campo Novo, localizada no município de Bom Retiro, Santa Catarina.

Coleta de dados

Foram localizadas teias a partir de busca ativa no período noturno e classificadas como próximas ao riacho (até 2 metros de distância) e distantes do riacho (maior de 2 metros de distância). Para uma melhor padronização foram contabilizadas somente teias orbiculares ou com algum grau de orbicularidade.

A cada teia encontrada foi realizado um registro fotográfico com escala em centímetros, para futuras medidas de comprimento da teia e distância entre fios. Em campo foram analisadas a altura do centro da teia em relação ao chão com o auxílio de uma trena, a inclinação da teia com um clinômetro (*Rotating Sphere Clinometer* – iOS), localização (próxima ou distante do riacho), presença ou ausência de presas capturadas na teia e a quantidade das mesmas.

Os registros fotográficos foram analisados posteriormente no programa ImageJ® (Schneider et al., 2012), considerando o maior diâmetro da teia para tamanho e a média entre cinco medidas de distância entre fios para a distância entre eles (Figura 1).

Análises estatísticas

Para analisar a relação entre abundância de presas, inclinação e tamanho das teias de aranha com a distância do riacho foram realizados o teste não-paramétrico de Wilcoxon, pois a distribuição das variáveis não atendeu os pressupostos mesmo quando transformados. Para a análise da relação entre a altura das teias e a

distância do riacho foram utilizadas análises de variância (Anova). Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R versão 3.1.2 (R Core Team, 2017).



Figura 1. A-D. Amostragens da teia com presença da aranha no centro. A. Amostra de uma teia orbicular sem ornamentos e sem presas; B Amostra de uma teia orbicular com ornamentação e com presas; C. Amostragem de uma teia inteira. Destacado a medida utilizada para o maior diâmetro da teia (traço branco); D. Aproximação da imagem para medir o cefalotórax da aranha e para a média da distância dos fios (traços brancos).

Resultados

Neste estudo foram observadas 30 teias, sendo 16 distantes e 14 próximas ao riacho. Em todas as teias observadas foi encontrado pelo menos uma aranha que estava no centro ou na margem da teia. Das 30 teias, 21 delas tiveram de uma a sete presas, com total de 43 presas. A abundância mediana de presas nas teias distantes e próximas do riacho não diferiu significativamente (Wilcoxon = 80,5; $p = 0,178$). A quantidade mediana de presas nas teias distantes do riacho foi 1, variando de 0 a 8,

enquanto que a mediana de presas nas teias próximas ao riacho foi igual a 1,5, variando de 0 a 6 (Figura 2).

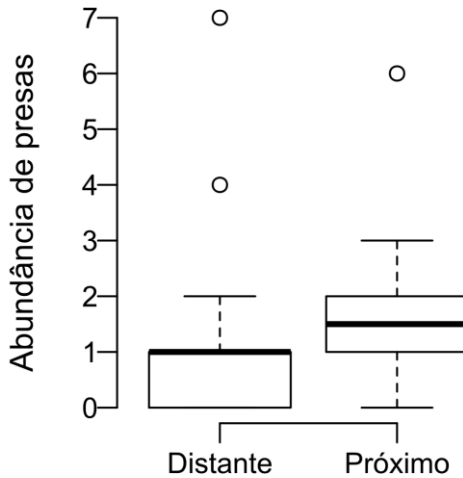


Figura 2 - Mediana da abundância de presas em teias de aranhas distantes e próximas do riacho.

Em relação as variáveis estruturais das teias, a altura média das teias distantes foi significativamente mais alta do que as a altura média das teias próximas do riacho (Anova, $F_{1, 28} = 8,8$; $P = 0,006$; Figura 3). A altura média das teias distantes foi de 155,5 cm ($\pm 51,12$ desvio padrão) e das teias próximas foi de 113,5 cm ($\pm 54,49$ desvio padrão). Já para as variáveis tamanho das teias e inclinação não foram observadas diferenças significativas entre teias construídas distantes e próximas ao riacho (tamanho: Wilcoxon = 143; $p = 0,205$; inclinação: Wilcoxon = 96; $p = 0,476$; Figura 3).

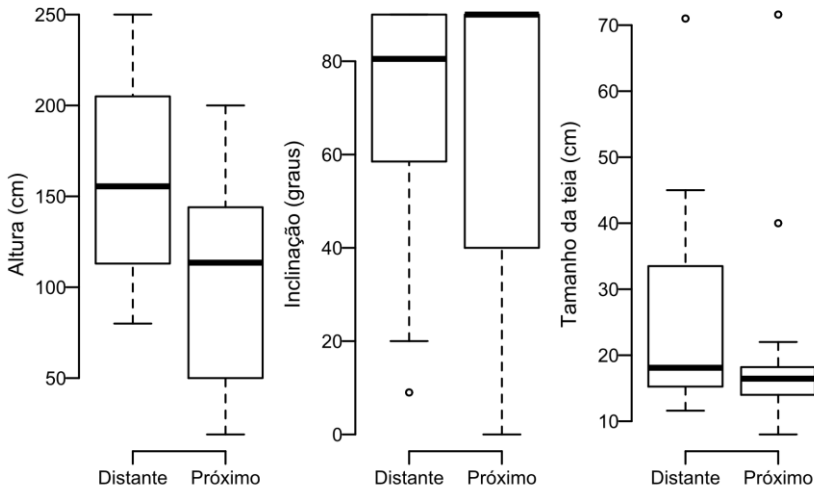


Figura 3 - Diferenças entre a altura média, tamanho e inclinação das teias de aranha com relação à distância do riacho.

Discussão

Não observamos diferenças na abundância de presas entre os locais amostrados, refutando a hipótese inicial. Embora estudos prévios tenham como resultado que próximo ao rio haja maior abundância de presas (Kato et al., 2003; Hamada et al., 2014), a distância aqui avaliada não influenciou nos resultados, mostrando uma certa homogeneidade em sua abundância. A possível explicação para isso é que os locais das amostragens estão localizados muito próximos ao rio, em uma área que apresenta diversos curso antigos do rio e cercados por pequenos corpos d'água, criando uma área com grande disponibilidade de recursos para a comunidade de aranhas como um todo.

Em relação à altura das teias, foi observado que próximo ao riacho as teias encontram-se mais baixas do que nas áreas distantes do riacho. Essa tendência pode estar relacionada com a complexidade estrutural da vegetação, já que áreas próximas da borda possuíam pouca vegetação arbustiva e mais herbáceas, diferente das áreas mais distantes que já possuíam uma maior complexidade com uma

presença maior de árvores. Este resultado corrobora com a literatura (Uetz et al., 1978; Greenstone, 1984; Mcnett & Rypstra, 2000) que afirma que a diversidade de aranhas é influenciada pela heterogeneidade microespacial dos habitats.

A altura das teias, como variável explanatória, não mostrou influência na captura de presas, pois seja perto ou longe do riacho, as aranhas apresentaram o mesmo sucesso de captura, mostrando que as espécies mudam suas estratégias sempre visando a maximização das taxas de captura e permitindo uma estruturação da comunidade (Uetz et al., 1978; Herberstein, 2000). Sherman (1994) mostra que as aranhas produzem teias grandes quando estão com fome e teias pequenas quando saciadas, além de variarem suas dimensões (comprimento e área) e aumentarem o tamanho da malha antes de produzir ovos. Desta forma um acompanhamento mais prolongado de cada teia poderia mostrar essas variações.

Os padrões observados na literatura, de que teias mais estruturadas aumentam as taxas de captura (Herberstein, 2000), não se aplicou ao ambiente estudado. Uma das possibilidades é de que a abundância de presas em toda área é grande e homogênea entre as duas regiões avaliadas, o que resulta em uma necessidade menor de investimento das aranhas em tamanho de teia. Por fim, é possível que a distância avaliada nesse estudo tenha sido muito pequena para influenciar na abundância de insetos disponíveis no ambiente e demais fatores não medidos tenham sido mais importantes na taxa de captura, como a intensidade do vento, direção de vôo das presas, influência da radiação solar, e saciedade do animal (Enders, 1975; Biere & Uetz, 1981; Sherman, 1994; Turner et al., 2011).

Desta forma, estudos futuros devem ser planejados para se avaliar uma distância maior do corpo d'água, incluir medidas de complexidade de habitat (Marsden et al., 2002) e avaliar outros fatores que poderiam explicar melhor a ocorrência das teias e a influência nas suas taxas de captura.

Agradecimentos

Agradecemos a sugestão do trabalho e orientação do Prof. Dr. Selvino Neckel, bem como as correções do primeiro manuscrito. Ao Luiz Fernando pelo acompanhamento nas atividades de campo e a toda a turma do curso de campo

2017 pela companhia e alegres momentos vividos na Fazenda Reunidas Campo Novo.

Referências

- Biere J.M. & Uetz G.W. (1981) Web Orientation in the Spider *Micrathena Gracilis* (Araneae: Araneidae). *Ecology*, **62**, 336–344.
- Bultman T.L. & Uetz G.W. (1982) Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia*, **55**, 34–41.
- Enders F. (1974) Vertical Stratification in Orb-Web Spiders (Araneidae, Araneae) and a Consideration of Other Methods of Coexistence. *Ecology*, **55**, 317–328.
- Enders F. (1975) Effects of Prey Capture, Web Destruction and Habitat Physiognomy on Web-Site Tenacity of *Argiope* Spiders (Araneidae). *The Journal of Arachnology*, **3**, 75–82.
- Greenstone M.H. (1984) Determinants of web spider species-diversity - Vegetation structural diversity vs prey availability. *Oecologia*, **62**, 299–304.
- Hamada N., Nessimian J.L., & Querino R.B. (2014) *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*.
- Herberstein M.E. (2000) Foraging behaviour in orb-web spiders (Araneidae): do web decorations increase prey capture success in *Argiope keyserlingi* Karsch, 1878? *Australian Journal of Zoology*, **48**, 217–223.
- Hickman C.P., Roberts L.S., Keen S.L., Larson A., & Eisenhour D. (2008) *Animal Diversity*. McGraw-Hill Higher Education, New York.
- Kato C., Iwata T., Nakano S., Kishi Kato D., Kato C., Nakano S., & Kishi –.D. (2003) Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*, **103**, 113–120.
- Kullmann E.J. (1972) The Convergent Development of Orb-webs in Cribellate and Ecribellate Spiders. *American Zoologist*, **12**, 395–405.

- Marsden S.J., Fielding A.H., Mead C., & Hussin M.Z. (2002) A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. *Forest Ecology and Management*, **165**, 117–123.
- Mcnett B.J. & Rypstra A.L. (2000) Habitat selection in a large orb-weaving spider: Vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecological Entomology*, **25**, 423–432.
- Moulder B.C. & Reichle D.E. (1972) Significance of Spider Predation in the Energy Dynamics of Forest-Floor Arthropod Communities. *Ecological Monographs*, **42**, 473–498.
- Pasquet A., Ridwan A., & Leborgne R. (1994) Presence of potential prey affects web-building in an orb-weaving spider *Zygiella x-notata*. *Animal Behaviour*, **47**, 477–480.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resh V.H. & Cardé R.T. (2003) *Encyclopedia of Insects*. Academic Press,
- Rypstra A.L. (1983) The importance of food and space in limiting web-spider densities; a test using field enclosures. *Oecologia*, **59**, 312–316.
- Rypstra A.L. (1986) Web Spiders in Temperate and Tropical Forests: Relative Abundance and Environmental Correlates. *American Midland Naturalist*, **115**, 42–51.
- Schneider C.A., Rasband W.S., & Eliceiri K.W. (2012) NIH Image to ImageJ : 25 years of image analysis. *Nature Methods*, **9**, 671–675.
- Sherman P.M. (1994) The orb-web: an energetic and behavioural estimator of a spider's dynamic foraging and reproductive strategies. *Animal Behaviour*, **48**, 19–34.
- Turner J., Vollrath F., & Hesselberg T. (2011) Wind speed affects prey-catching behaviour in an orb web spider. *Naturwissenschaften*, **98**, 1063–1067.
- Uetz G.W., Johnson A.D., & Schemske D.W. (1978) Web placement, web structure, and prey capture in orb-weaving spiders. *Bull.Br.arachnol.Soc*, **4**, 141–148.

O João do pulo: comportamento de fuga e performance de salto do sapo-cururu *Rhinella icterica* (Spix, 1824)

Hayata, M. A.; Rocha-Jr, J. C.; Costa, G. B.; Freitas, R. H. A.

Introdução

Os anuros são componentes importantes na cadeia trófica de diversos ecossistemas (Haddad et al., 2008). Desta maneira, tanto consomem uma variedade de organismos, quanto são alvo de predação por mamíferos, serpentes, aves, lagartos, invertebrados e até mesmo outros anuros (Haddad et al., 2008; Oliveira et al., 2010).

Diferentes mecanismos de defesa são observados em anfíbios anuros, desde os simples comportamentos de imobilização (camuflagem), tanatose e fuga, até o desenvolvimento de coloração aposemática e produção de toxinas (Haddad et al., 2008). Dentre estes comportamentos, a fuga parece ser um padrão geral observado para espécies que se reproduzem próximas a corpos d'água lânticos, como lagoas e açudes (Haddad et al., 2008).

O comportamento de fuga consiste em uma estratégia de sair do local de perigo, tendo como benefício a sobrevivência do indivíduo através do escape de possíveis predadores (Dickinson et al., 2000; Gomes et al., 2009). Grande parte dos anuros possuem esta capacidade saltatória, mesmo que esta varie entre as espécies (Hudson et al., 2016). Para muitas espécies, observa-se que a capacidade de fuga através de salto dos indivíduos está relacionada com o desenvolvimento e o aprendizado, ou seja, animais jovens, menos experientes e com estrutura corporal menos desenvolvida, têm uma menor capacidade de resposta e escape que os adultos (Alcock, 2016). Este comportamento parece também estar relacionado às condições corporais do indivíduo no momento da predação, no qual animais com melhor performance estarão mais aptos a fugir do predador (Alcock, 2016). Já foi observado que variações interespecíficas na capacidade saltatória e de locomoção de anuros estão intrinsecamente relacionadas com o formato do corpo (Gomes et al., 2009). Dessa forma, uma vez que indivíduos da mesma espécie possuem características físicas intrínsecas, variáveis de acordo com seu desenvolvimento

(Krebs et al., 1996), estes também apresentam variação na capacidade saltatória. Essa variação é herdável, uma vez que há seleção de fenótipos melhor adaptados às condições do seu ambiente (Krebs et al., 1996).

Desta maneira, o presente estudo buscou avaliar se sapos mais velhos apresentam uma maior eficácia de fuga em relação aos mais jovens, ou seja, se estes pulam a maiores distâncias quando recebem um estímulo de predação. Nossa primeira hipótese é de que, com base em experiências pretéritas de contato direto com predadores, machos maiores, teoricamente mais velhos, tenham desenvolvido uma melhor resposta a estímulos, de fato afastando-se com maior eficácia do predador (Figura 1). Adicionalmente, buscou-se analisar se a relação biomassa/tamanho influencia na performance do salto, aqui considerada como a capacidade de salto de cada indivíduo devido às suas condições corporais. Nossa segunda hipótese é de que a população irá apresentar um valor ótimo desta proporção biomassa/tamanho, e que indivíduos que se aproximarem deste ótimo demonstrarão uma melhor performance de salto, saltando mais longe e consequentemente diminuindo a chance de predação (Figura 1).

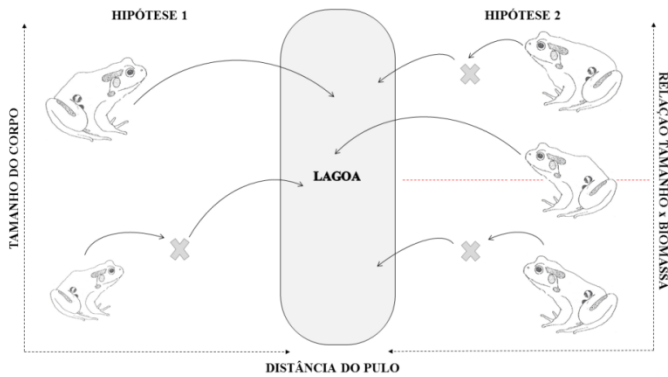


Figura 1. Representação esquemática das hipóteses de trabalho levantadas. Tamanho representa o Comprimento Tibia-Fíbula. A letra "X" representa o local de pouso após primeiro salto.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista (FOM) localizado na Fazenda Reunidas Campo Novo, nas proximidades da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, no município de Bom Retiro, Santa Catarina. Foram amostradas áreas de manejo de fazenda, com interferência antrópica através da criação de gado.

Os experimentos foram realizados às margens de dois açudes artificiais e ao longo da estrada que conecta estes ambientes. Estas áreas são caracterizadas pela presença de pastos, banhados, riachos e pequenos represamentos ao longo das margens.

Objeto de estudo

Para o desenvolvimento do presente trabalho, foi selecionada a espécie *Rhinella icterica* (Spix, 1824), comumente conhecida como sapo-cururu, em virtude da grande abundância e ser um bom modelo para este estudo (Figura 2). Trata-se de uma espécie terrícola, de grande porte, noturna, endêmica da Mata Atlântica e amplamente distribuída nas porções deste bioma no sul do Brasil (Haddad et al., 2008; Kwet et al., 2010). A espécie pode ser encontrada em áreas abertas ou florestadas, onde se reproduz em ambientes lânticos e pequenos riachos (Haddad et al., 2008). Suas estratégias de defesa incluem: inflar o corpo, tanatose, camuflagem, presença de glândulas de toxina e fuga (Haddad et al., 2008). Seus principais predadores são cobras, como as do gênero *Xenodon* spp., e aves (Haddad et al., 2008).



Figura 2. Exemplares de *Rhinella icterica* (sapo-cururu). A. Macho. B. Fêmea.

Coleta de dados

Os indivíduos foram capturados através do método de busca ativa noturna, no período entre 21h e 24h do dia 4 de novembro de 2017. Quando localizados, os anuros receberam um estímulo de simulação de predação, que consistiu em um toque na região posterior do corpo com um gancho de metal. O estímulo foi dado mantendo-se distância do animal e com condução do gancho sobre o solo, para simular a aproximação de predadores. Foram registrados o número de estímulos necessários para o primeiro salto e a distância do primeiro salto (cm) (Figura 3). Após a captura, foram anotados dados biométricos: Biomassa (g) com a utilização de pesola, e Comprimento da Tibia/Fíbula (CTF, cm), com a utilização de paquímetro (Figura 3). Os dados de Biomassa foram arredondados, de maneira a utilizar somente números inteiros. Após a biometria os animais foram devolvidos ao ambiente.

Análises estatísticas

A fim de verificar se indivíduos com comprimento Tibia/Fíbula (CTF) maior apresentam um comportamento de fuga mais eficaz (saltam mais longe), foi realizado um modelo linear. Objetivando atender aos pressupostos da análise, os dados foram transformados com logaritmo natural. Devido ao baixo número de fêmeas amostradas, e de diferenças comportamentais exibidas pelos sexos, para esta análise foram utilizados somente dados dos machos amostrados.

Posteriormente, de maneira a observar se a relação biomassa/CTF influenciou na performance do salto, foi realizada um modelo GLM com distribuição Poisson, utilizando a biomassa como variável resposta e o CTF como variável explanatória. Uma vez que os resíduos deste modelo indicam a variação da relação biomassa/CTF quanto ao esperado para a população, testou-se posteriormente se esta era influente na distância do salto. Para esta análise, foram utilizados os dados de todos os indivíduos amostrados. Assim, foram removidos os *outliers*, e separados os resíduos positivos e negativos, os quais representavam indivíduos de biomassa maior e menor que a esperada para seus tamanhos de CTF, respectivamente. Então utilizou-se uma regressão linear tanto para testar a influência da relação

biomassa/CTF na distância do salto para os resíduos positivos, quanto para testar esta influência para os resíduos negativos. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R (R Core Team, 2017).



Figura 3: Amostragem e biometria de *Rhinella icterica*. A. Distância do salto. B. Pesagem. C. Comprimento Tibia/Fibula (CTF).

Resultados

No total, foram amostrados 21 indivíduos, sendo 2 fêmeas e 19 machos (Tabela 1).

Tabela 1. Dados dos indivíduos de *Rhinella icterica*. CTF: Comprimento Tibia Fibula.

N	Sexo	CTF (cm)	Biomassa (g)	Número de estímulos	Salto(cm)
1	Macho	5,5	320	1	33,0
2	Macho	5,6	300	1	14,0
3	Macho	5,2	250	2	36,0
4	Macho	5,1	300	1	46,0
5	Macho	5,9	330	3	33,0
6	Macho	5,4	250	1	33,0
7	Macho	4,7	200	3	35,0
8	Macho	6,0	350	2	34,0
9	Macho	5,2	250	1	5,0
10	Macho	5,0	250	6	37,0
11	Macho	2,0	20	2	20,5
12	Macho	5,5	320	7	31,0
13	Fêmea	4,4	120	1	25,0
14	Fêmea	3,3	70	1	35,0
15	Macho	2,2	40	1	18,0
16	Macho	5,3	250	1	42,0
17	Macho	4,2	170	4	26,0
18	Macho	4,9	250	1	25,0
19	Macho	5,9	270	2	36,0
20	Macho	4,2	120	1	31,0
21	Macho	4,8	200	1	38,0

Quando analisada a relação da distância do salto com CTF, não foi observada significância ($R^2 = 0.122$; $F_{1, 17} = 2.369$; $p = 0.142$), demonstrando que os machos maiores não apresentaram comportamento de fuga mais eficaz (Figura 4A).

Os resíduos da relação biomassa/CTF mostraram um padrão de influência na performance do salto (distância percorrida) (Figura 4B). Neste caso, tanto os indivíduos que apresentaram maior, quanto os que apresentaram menor biomassa que o esperado em relação ao CTF, demonstraram saltar a distâncias menores que aqueles cujas características se aproximavam da relação biomassa/CTF ótima

esperada para a população (Figura 4B). Os resultados das regressões realizadas corroboraram este padrão, em ambos os grupos de indivíduos mais pesados (resíduos positivos) ($R^2 = 0.644$; $F_{1,6} = 10.851$; $P = 0.017$; Figura 4C) e mais leves (resíduos negativos) ($R^2 = 0.944$; $F_{1,5} = 83.768$; $P < 0.001$; Figura 4D).

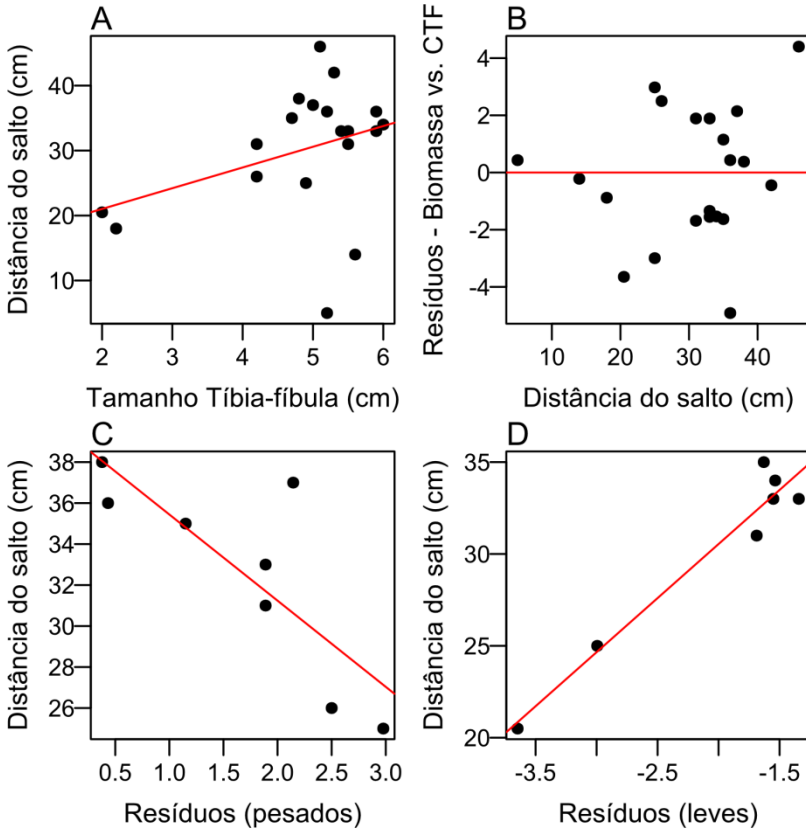


Figura 4: **A:** Relação CTF/distância do salto (cm) para machos de *Rhinella icterica*. **B:** Relação dos resíduos da biomassa vs. CTF quanto à distância do salto. **C:** Relação da distância do salto com os resíduos de biomassa/CTF em indivíduos mais pesados que o esperado. **D:** Relação da distância do salto com os resíduos de biomassa/CTF em indivíduos mais leves que o esperado.

Discussão

Os resultados demonstraram que não houve diferença significativa na distância do salto observada, independente do CTF, ou seja, independente dos indivíduos serem menores (mais novos) ou maiores (mais velhos). Isto demonstra que os indivíduos machos amostrados aparentemente não apresentam uma maior adaptação à fuga associada ao aprendizado, rejeitando, assim, a primeira hipótese do trabalho. Considerando a descaracterização do habitat natural da espécie através de atividades antrópicas, e consequente redução do número de predadores no local, acreditamos que a pressão de predação na área não é suficiente para o desenvolvimento de uma melhoria na fuga conforme aumenta a experiência do animal.

No entanto, embora não tenham sido observados padrões de comportamento de fuga na população de machos, espera-se que cada indivíduo da população inteira apresente características intrínsecas de morfologia, fisiologia e comportamento em si (Krebs et al., 1996). Estas diferenças são refletidas diretamente na performance de fuga do animal, considerando um ótimo de resposta. Isto foi observado, uma vez que a variação individual da relação biomassa/CTF quanto ao esperado para toda a população ocasionou também variações na distância do salto, ou seja, na eficiência do comportamento de fuga. Assim, a segunda hipótese do trabalho foi corroborada.

Considerando que os indivíduos que mais se aproximaram da relação biomassa/CTF esperada para a população apresentaram uma melhor performance de salto, acredita-se que este valor esperado representa o ótimo de desempenho para esta população. Portanto, aqueles espécimes que mais se distanciarem deste ótimo, para mais ou para menos, apresentarão uma pior performance, estando assim mais vulneráveis a eventos de predação.

A teoria da otimização aponta que o traço que trazer maior benefício líquido para o indivíduo tenderia a substituir os alternativos através da seleção natural (Alcock, 2016). Além disso, Gans & Parsons (1966) apontam que um mecanismo de fuga saltatório, mesmo com baixa eficiência, teria um valor seletivo claro, assim como quaisquer possíveis modificações que aperfeiçoem este, fato colocado também por outros autores (e.g. Dickinson et al., 2000; Hudson et al., 2016). Dessa maneira, esperaríamos encontrar um maior número de indivíduos de *R. ictérica* com

relação biomassa/CTF próximas aos valores ótimos. Entretanto, isto não foi observado, dado que a população apresentou grande heterogeneidade quanto a esta relação e conseqüentemente quanto a performance de salto. Esta heterogeneidade também pode estar relacionada com a baixa pressão de predação no local, a qual inibiria a seleção de indivíduos mais eficientes em seu comportamento de fuga. Portanto, mesmo que a população apresente indivíduos de *R. icterica* com ótima performance de salto e, dessa forma, comportamento de fuga mais eficaz, este fenótipo não é necessariamente selecionado, não sendo mais comum na população.

Agradecimentos

Os autores agradecem à orientação e à *zoeira sem limites* do professor Selvino Neckel, e ao apoio de Jonatas Alves pela ajuda na revisão do manuscrito.

Referências

- Alcock J. (2016) *Comportamento animal: uma abordagem evolutiva*. Editora Artmed, Porto Alegre, Brasil.
- Dickinson M.H., Farley C.T., Full R.J., Koehl M.A.R., Kram R., & Lehman S. (2000) How Animals Move: An Integrative View. *Science*, **288**, 100–106.
- Gans C. & Parsons T. (1966) On the origin of the jumping mechanism in frogs. *Evolution*, **20**, 92–99.
- Gomes F.R., Rezende E.L., Grizante M.B., & Navas C.A. (2009) The evolution of jumping performance in anurans: Morphological correlates and ecological implications. *Journal of Evolutionary Biology*, **22**, 1088–1097.
- Haddad C.F.B., Toledo L.F., & Prado C.P.A. (2008) *Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica*. Editora Neotropica, São Paulo, Brasil.
- Hudson C.M., Brown G.P., & Shine R. (2016) Athletic anurans: the impact of morphology, ecology and evolution on climbing ability in invasive cane toads. *Biological Journal of Linnean Society*, **119**, 992–999.

- Krebs J.R., Davies N.B., Ramalho M., & Machado C.P. (1996) *Introdução à ecologia comportamental*. Atheneu Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Kwet A., Lingnau R., & Di-Bernardo M. (2010) *Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, Sul do Brasil*. Editora da PUCRS, Porto Alegre, Brasil.
- Oliveira I.S., Oliveira A.K.C., Cestari M.M., & Toledo L.F. (2010) Predation on *Dendropsophus werneri* (Anura: Hylidae) by a lycosid in the Atlantic forest, southern Brazil. *Herpetology Notes*, **3**, 299–300.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

PROJETOS LIVRES



Foto por Andrei Langeloh Roos.

Vai pela sombra: variação no uso do habitat por girinos de *Rhinella* sp. (Anura: Bufonidae)

Marciniak, B.; Machado, M. X.; Freitas, R. H. A.

Introdução

O Brasil possui a maior diversidade de anfíbios anuros do mundo (Segalla et al., 2014), apesar dessa grande diversidade, carecemos de estudos sobre biologia básica das espécies, como interação entre si e quais os fatores mais importantes para sua existência e conservação. Esta lacuna é preocupante uma vez que, além de estarem desaparecendo do planeta em taxas alarmantes (Altig et al., 2007), os anuros, por apresentarem fase larval aquática, são potencialmente valiosos como espécie indicadora de qualidade ambiental, sendo capazes de integrar mudanças ambientais ocorrendo tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos (Beiswenger, 1988).

As larvas de anuros, também chamadas de girinos, utilizam apenas o ambiente aquático para se alimentar, crescer e acumular energia para a metamorfose (Wells, 2007), frequentemente se reunindo em áreas rasas nas margens de corpos d'água. A maioria possui hábitos alimentares raspadores e/ou filtradores que inclui uma variedade de alimentos como algas, bactérias, protistas, fragmentos vegetais e fungos, pequenos animais invertebrados, ovos de anuros, entre outros (Pearman, 1993; Vieira et al., 2016).

Os Anfíbios anuros constituem um grupo potencialmente interessante para estudar o efeito de variações nas temperaturas ambientais sobre a fisiologia e o comportamento uma vez que, por serem animais ectotérmicos, a temperatura ambiental exerce grande influência nas taxas de diferenciação, metabólicas e de crescimento (Koffler et al., 2011), podendo inclusive alterar o tempo necessário para o girino finalizar a metamorfose (McDiarmid & Altig, 1999). A temperatura também influencia o uso do habitat, estando altamente correlacionada com profundidade e radiação solar (Beiswenger, 1988). Porém, embora a temperatura seja monitorada em experimentos realizados em campo e em laboratório, esta variável não tem sido incluída nas análises (Maciel, 2008).

O gênero *Rhinella* (Bufonidae) é bem distribuído pela América do Sul (Frost, 1985), sendo encontrado tanto em poças temporárias que estão sujeitas a grande variação térmica quanto em poças permanentes com pequena variação térmica (Koffler et al., 2011). Para estes animais ectotérmicos a termorregulação é realizada com um grande auxílio de mecanismos comportamentais, que envolvem a mudança na postura do indivíduo ou busca ativa por locais com temperaturas favoráveis, influenciando diretamente sobre a seleção de habitat e hábitos alimentares (McDiarmid & Altig, 1999; Vitt & Caldwell, 2014).

Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi verificar se a distribuição dos girinos de *Rhinella* sp. varia conforme a temperatura da água, a disponibilidade de recurso (alimento e abrigo) e o sombreamento. Para tanto testamos as seguintes hipóteses: I) Girinos preferem ficar expostos ao sol uma vez que são animais ectotérmicos e utilizam-se de uma fonte externa de calor para acelerar o metabolismo. II) Girinos preferem se estabelecer próximos a rochas com alimento.

Material e métodos

Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na Fazenda Reunidas Campo Novo, situada na localidade de Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina. De um riacho local (Figura 1), foram coletados girinos provenientes de uma mesma área de remanso, estes foram então transportados em um balde para laboratório, onde passaram por um período de aclimação de 24h no mesmo recipiente.



Figura 1. Área de remanso onde foram coletados os girinos.

Coleta de dados

O estudo foi delineado de modo a oferecer aos girinos a possibilidade de escolha de seu posicionamento: permanecerem próximos às rochas com ou sem alimento e, além disso, ficarem à sombra ou expostos ao sol. Para isso, foram preparadas 7 bandejas brancas de 40cm x 26cm x 7cm, com aproximadamente 4 litros de água para alocar 20 girinos cada, totalizando 140 indivíduos no experimento. Foram depositadas, em cada bandeja, duas rochas de tamanhos similares dispostas em lados opostos da bandeja. Uma das rochas foi escovada para retirada de algas e elementos incrustantes, e a outra não recebeu tratamento algum (Figura 2). Após 12 horas de aclimação nas bandejas, a disposição dos girinos foi avaliada a cada 2 horas por 12h (6h – 18h), sendo verificada a quantidade de girinos presentes no sol/sombra e nas rochas com algas/sem algas. Além disso, também foi medida a temperatura da água a cada 2 horas com um termômetro digital tipo espeto Incoterm®, logo após a contagem dos indivíduos.



Figura 2. Cada bandeja com 20 girinos de *Rhinella* sp. de tamanho semelhante e duas rochas de tamanhos similares, em lados opostos, uma coberta por algas e elementos incrustantes (direita) e outra escovada (esquerda). As barras indicam as faixas sombreada (em preto) e ensolarada (em cinza) das bandejas nos referentes horários (8h, 10h e 12h). Nos demais horários todas as bandejas tiveram sombra por completo.

A fim de minimizar variáveis que poderiam interferir no comportamento dos girinos, estes foram agrupados conforme tamanho corporal (aproximadamente 2,5cm) de modo a se amostrar fases de desenvolvimento similares (Figura 3). Além disso, as rochas e toda água utilizada no experimento foram coletadas na mesma área de remanso onde os indivíduos foram capturados. No período de aclimação, a água onde os indivíduos estavam foi renovada para manter os níveis de oxigenação similares ao ambiente natural, tanto no balde como nas bandejas. Todos os girinos utilizados neste experimento foram devolvidos ao local de coleta.

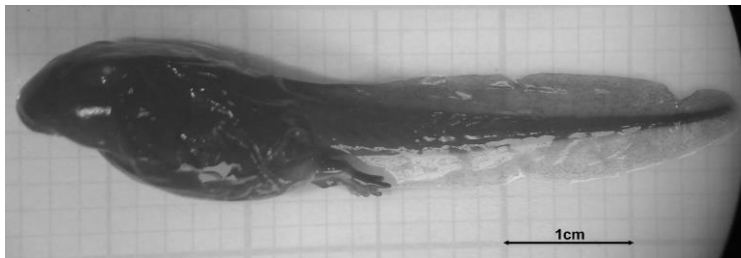


Figura 3. Girino de *Rhinella* sp.

Análise estatística

A localização dos girinos em função da exposição ao sol foi analisada por meio de teste t com correção de Welch. Quanto à preferência dos girinos pela rocha com algas ou limpa, foi realizado teste de Wilcoxon para os dados referentes a todos os horários exceto 18h, cujos dados apresentaram distribuição normal e foram analisados com teste t de Welch.

Resultados

A localização dos girinos em função da exposição ao sol (Figura 4) foi analisada em três horários (8h, 10h e 12h), pois nos demais horários as bandejas não receberam sol. O número de girinos expostos ao sol às 8h foi menor do que o número de girinos na sombra ($t = -22,6$; $gl = 12$; $P < 0,001$). Às 10h os girinos também evitam se expor ao sol ($t = -4,55$; $gl = 12$; $P < 0,001$). Ao meio dia, o número de girinos não variou quanto à exposição ao sol ($t = 0,912$; $gl = 12$; $P = 0,38$).

Quanto à preferência dos girinos por rochas com algas ou limpas nos diferentes horários (Figura 5), observou-se que houve preferência pela rocha com algas somente nos horários das 8h e 10h (8h: $W = 44$; $P = 0,012$ / 10h: $W = 41,5$; $P = 0,03$).

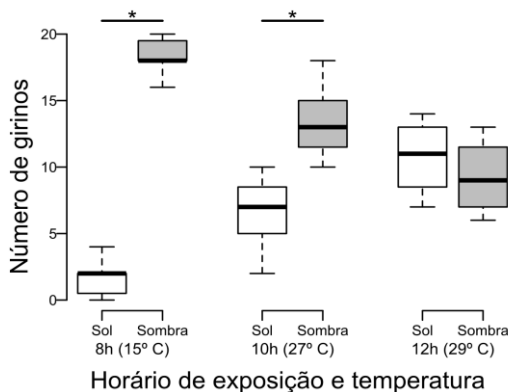


Figura 4. Número de girinos referente à sua localização nas bandejas (sol/sombra) em diferentes horários. A linha grossa ao centro representa a mediana dos dados, a caixa é formada pelos 1º e 3º quartis (25-75% dos dados). As linhas tracejadas representam os valores máximos e mínimos dos dados. Testes significativos ($P < 0,05$) são representados pelo símbolo (*).

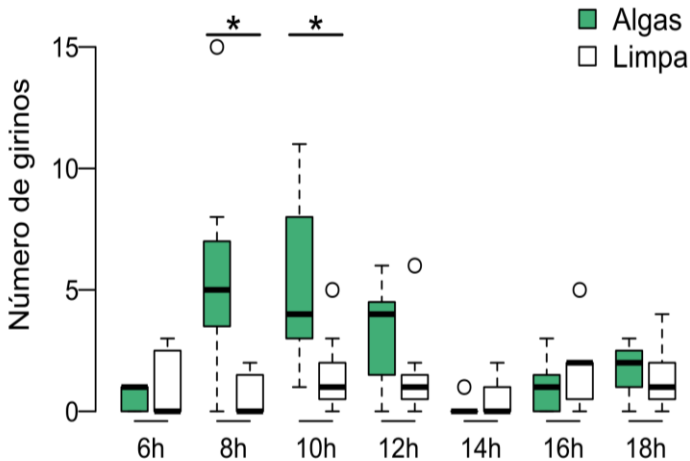


Figura 5. Número de girinos presentes em rochas com algas e rochas limpas nos diferentes horários amostrados. A linha grossa ao centro representa a mediana dos dados e a caixa é formada pelos 1º e 3º quartis (25-75% dos dados). As linhas tracejadas representam os valores máximos e mínimos dos dados, outliers são representados por pontos. Testes significativos ($P < 0,05$) são representados pelo símbolo (*).

Discussão

A hipótese de que girinos preferem ficar expostos ao sol no início do dia por se tratarem de animais ectotérmicos não foi corroborada, pois houve maior presença de girinos à sombra nas horas iniciais amostradas (8h e 10h). O aumento gradativo da exposição dos mesmos ao sol, com ápice às 12h, pode não ter relação com a preferência por este ambiente, mas sim com a baixa disponibilidade de locais sombreados, que nesse horário se restringiu à sombra das rochas.

Uma vez que apresentam coloração corporal escura, estes girinos podem absorver mais radiação solar levando a um aumento excessivo na temperatura corporal caso permaneçam expostos ao sol. Eles também aqueceriam muito rapidamente dada sua grande relação de superfície por volume, que os torna mais suscetíveis às variações de temperatura do meio (Schmidt-Nielsen, 2000). Este aquecimento em demasia pode antecipar a metamorfose, de modo a gerar adultos

de tamanhos pequenos (Koffler et al., 2011). O tamanho e o tempo até a metamorfose são considerados como caracteres relacionados com o *fitness*, sujeitos a forte pressão seletiva (Katzenberger et al., 2012), de modo que é possível que uma elevação excessiva da temperatura corporal leve os girinos a evitar locais de exposição direta ao sol.

Outro fator que pode influenciar a preferência por locais sombreados pode ser a escolha desta mesma faixa de horário (08h-10h) para alimentação, pois o mesmo padrão foi observado quanto à preferência pela rocha com algas. Isto nos leva à segunda hipótese, de que haveria preferência dos girinos pelas rochas com alimento. Novamente observou-se variação do comportamento em diferentes horários: inicialmente, às 6h, não houve preferência pela rocha com algas, mas entre as 8h e 12h o número de girinos na rocha com algas aumentou, provavelmente devido a um aumento na taxa de metabolismo e consequentemente da alimentação. Nos demais horários (14h - 18h) não houve preferência por rochas com alimento.

A partir disto, podemos inferir que a alimentação desses indivíduos deve ocorrer preferencialmente no período entre 8h - 10h, horários em que a bandeja recebeu exposição solar suficiente para aumentar a temperatura a ponto de acelerar o metabolismo e incentivar a alimentação. Um experimento realizado com girinos de *Bufo* sp. (Beiswenger, 1977) sugere que a exposição à luz no início da manhã levaria os girinos a ativarem seu metabolismo e procurarem áreas mais quentes, o que pode não ter sido observado neste estudo uma vez que as temperaturas observadas ao amanhecer eram extremamente baixas.

Quanto à inexistência de preferência pela rocha com alimento ao estarem completamente expostos ao sol (12h), é possível que os girinos tenham interrompido suas atividades de alimentação para que pudessem se abrigar, de modo a evitar o aquecimento excessivo.

Podemos concluir que girinos são bons indicadores para estudos sobre influência de temperatura sobre preferências de habitat, e sugerimos que estudos futuros poderiam testar separadamente os efeitos da temperatura e do sombreamento sobre o comportamento dos girinos para melhor isolar estas variáveis e aumentar a compreensão das respostas fisiológicas e comportamentais.

Agradecimentos

Agradecemos ao Lucas, Leonardo, Natália e Selvino pela ajuda na elaboração do projeto e em campo. Agradecemos a todo mundo que se preocupou com a saúde e bem-estar dos girinos. E um agradecimento especial ao Legendre pelo despertar diário.

Referências

- Altig R., Whiles M.R., & Taylor C.L. (2007) What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biology*, **52**, 386–395.
- Beiswenger R.E. (1977) Diel patterns of aggregative behavior in tadpoles of *Bufo americanus*, in relation to light and temperature. *Ecology*, **58**, 98–108.
- Beiswenger R.E. (1988) Integrating Anuran Amphibian Species into environmental assessment programs. *Proceedings of the symposium - management of amphibians, reptiles, and small mammals in north america* pp. 159–165. General Technical Report RM-166 - Rocky Mountain Forest; Range Experiment Station, Flagstaff, AZ.
- Frost D.R. (1985) *Amphibian species of the world*. Allen Press; the Association of Systematic Collections, Lawrence, Kansas.
- Katzenberger M., Tejedo M., Duarte H., Marangoni F., & Beltrán J.F. (2012) Thermal tolerance and sensitivity in amphibians. *Revista da Biologia*, **8**, 25–32.
- Koffler S., Sicsu P.R., Henrique T., Santos C., & Ximenez S. (2011) Influência da temperatura da água sobre a distribuição de girinos de *Rhinella ornata* (Amphibia : Bufonidae). *Prática da Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica - Ecologia da Mata Atlântica*, 1–5.
- Maciel T.A. (2008) *Efeito da temperatura e do volume da água sobre o crescimento e desenvolvimento dos girinos de Pleuroma diplolister e Rhinella granulosa (Amphibia, Anura)*. Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia.

- McDiarmid R.W. & Altig R. (1999) *Tadpoles: The Biology of Anuran larvae*. The University of Chicago Press, Chicago, London.
- Pearman P.B. (1993) Effects of Habitat Size on Tadpole Populations. *Ecology*, **74**, 1982–1991.
- Schmidt-Nielsen K. (2000) *Fisiologia animal: Adaptação e meio ambiente*. Gen-Livraria Santos Editora Ltda., Santos, São Paulo.
- Segalla M.V., Caramaschi U., Cruz C.A.G., Garcia P.C.A., Grant T., Haddad C.F.B., & Langone J. (2014) Brazilian amphibians–List of species. *Herpetologia Brasileira*, **3**, 37–48.
- Vieira M.S., Silva I.R.S., Júnior J.L.V., Machado C.M.S., & Faria R.G. (2016) Avaliação da dieta dos girinos de três corpos d'água temporários do Monumento Natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. *Agroflorestalis News*, **1**, 1–7.
- Vitt L.J. & Caldwell J.P. (2014) *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. Elsevier, Norman, Oklahoma.
- Wells K.D. (2007) *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago; London.

Comportamento agonístico em crustáceos do gênero *Aegla*

Peres, L. M. C.; Gouvêa, L.; Teixeira, C. R.; Machado, A. M. S.; Freitas, R. H. A.

Introdução

O comportamento agonístico é caracterizado por confrontos agressivos entre indivíduos, incluindo respostas de defesa, submissão, ameaças e agressão (Hardy & Briffa, 2013). Tais confrontos podem ocorrer devido a competição intraespecífica, em que o sucesso dependerá da capacidade do indivíduo em acessar recursos limitados; e.g. abrigo, territórios, alimento, hierarquia social e parceiras sexuais (Smith & Price, 1973).

A capacidade de adquirir informações durante os confrontos é um fator determinante na redução de custos na competição por recursos. Desta forma, o resultado de um confronto pode depender da avaliação sequencial, quando um indivíduo decide se persiste ou não em uma disputa. Quando o confronto é composto por indivíduos simétricos (tamanhos semelhantes), mais difícil será julgar o oponente e os custos do confronto. Conseqüentemente, estes confrontos serão mais duradouros, até que um dos indivíduos tenha informação suficiente para identificar sua inferioridade ou superioridade (Junior & Peixoto, 2013). Quando um indivíduo realiza interações com frequência e ganha os confrontos, o mesmo estabelece uma dominância. Os confrontos seguintes serão menos intensos, e com menor tempo de duração (Drews, 1993).

O valor do recurso também é um fator que pode influenciar no resultado dos confrontos. Mesmo que um indivíduo identifique sua inferioridade, também pode perceber o recurso com maior valor e persistir no confronto (Hernández & Benson, 1998). Assim, a interação entre características individuais (e.g. tamanho do corpo, habilidades cognitivas) e valor do recurso são importantes fatores preditivos na competição por recursos (Gruber et al., 2016).

Eglídeos são crustáceos endêmicos da América do Sul conhecidos por apresentarem uma variedade de comportamentos agonísticos. Os machos utilizam os quelípodos para agarrar e dominar os oponentes durante os confrontos

(Mariappan et al., 2000). Assim, estes organismos constituem um modelo interessante para avaliar como diferentes características intrínsecas (e.g. tamanho do corpo, tamanho dos quelípodos) podem influenciar no sucesso durante o confronto. O objetivo deste estudo é avaliar os comportamentos agonísticos de eglídeos quando competem por um recurso limitado e testar a influência, se alguma, do tamanho dos quelípodos e da experiência do indivíduo sobre a duração dos confrontos. Assim, nossa hipótese é de que as características individuais influenciam a avaliação sequencial. Esperamos que confrontos entre indivíduos mais simétricos (i.e. com tamanhos semelhantes) e entre indivíduos menos experientes (i.e. confrontos ingênuos) sejam mais duradouros. Porém, em confrontos entre indivíduos experientes, esperamos que os confrontos sejam mais duradouros quanto maior a simetria entre os indivíduos.

Material e métodos

Área de estudo

A coleta de eglídeos foi realizada na bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas situado na Fazenda Reunidas Campo Novo, no município de Bom Retiro, SC. Os riachos caracterizam-se por áreas de remanso, com presença de deposição de sedimentos como galhos e folhas e áreas de correnteza, onde há o predomínio de rochas no substrato (Klug et al., 2017).

Coleta de dados

Para a coleta dos eglídeos, utilizou-se rede *kick net* em quatro pontos distintos em áreas de correnteza e remanso (Figura 1A) a fim de reduzir a possibilidade de interação prévia entre os eglídeos. Após a captura, apenas os indivíduos machos foram selecionados com base na ausência de pleópodos (Trevisan & Santos, 2012). Fêmeas não foram utilizadas, já que o estado reprodutivo pode alterar os padrões de agressividade em crustáceos (Figler et al., 1995). Em laboratório, realizou-se as medições dos quelípodos com auxílio de um paquímetro (cf. Copatti et al., 2016).

A fim de reduzir o efeito da experiência social prévia, os indivíduos foram alocados individualmente em recipientes plásticos contendo folhas, galhos e pequenas rochas oriundas do mesmo ponto de coleta (Figura 1B). Os indivíduos

ficaram nestes recipientes para aclimação por aproximadamente 16 horas (Ayres-Peres et al., 2011). Durante este período, a água de cada recipiente foi trocada para manter a oxigenação e monitorada com um termômetro a fim de manter a temperatura média de $18 \pm 2^\circ\text{C}$.

A experiência em confrontos possui efeitos de longa duração nos comportamentos subseqüentes de animais que vencem ou perdem os confrontos. Esta experiência pode aumentar a probabilidade que esses animais vencerão ou perderão novos confrontos (Daws et al., 2002). Nesse contexto, os confrontos foram realizados em dois status para avaliar a influência da experiência do indivíduo na avaliação sequencial. Para os confrontos iniciais, denominados "ingênuos" (i.e., confrontos entre indivíduos aclimatados e sem experiência prévia), os indivíduos foram organizados em 13 duplas, aleatoriamente. Os oponentes foram transferidos aos pares para uma "arena" circular de plástico (Figura 1C), na presença de dois recursos a serem disputados pelos pares (Figura 1D): abrigo de rochas e alimento (sardinha). Os 13 confrontos "ingênuos" foram realizados 16 horas após a aclimação. No dia seguinte, foram realizados os confrontos entre indivíduos "experientes". Somente os indivíduos vencedores dos confrontos ingênuos receberam recursos (i.e., alimento e abrigo) durante a aclimação para os confrontos experientes. As duplas foram formadas aleatoriamente por um indivíduo vencedor e um perdedor dos confrontos "ingênuos". Os confrontos ingênuos foram limitados a 15 minutos de duração, enquanto os confrontos experientes foram limitados a 10 minutos. Todos os confrontos foram filmados. Ao final dos experimentos, os eglídeos foram devolvidos aos locais de coleta.



Figura 1. (A) Coleta dos indivíduos de *Aegla* sp. com rede *kick net*; (B) Acclimação dos indivíduos em recipientes separados e monitorados; (C) Confronto entre um par de eglídeos na “arena” com recurso alimentar e refúgio (toca de pedras); (D) Filmagem dos confrontos para posterior análise de comportamentos agonísticos.

Análise de dados

O início de um confronto foi marcado após o primeiro comportamento agonístico entre os indivíduos, que poderia ser desde uma aproximação do inimigo até o contato físico. Em cada gravação, os comportamentos agonísticos, tempo de duração do confronto e o vencedor do confronto foram avaliados com a concordância entre dois observadores. O nível de intensidade de comportamentos agonísticos para cada indivíduo no confronto foi calculado pela soma dos níveis de intensidade de cada comportamento (Tabela 1). O vencedor do confronto foi definido como o indivíduo com maior valor de intensidade total (cf. Ayres-Peres et al. 2011).

Tabela 1. Definição dos níveis de intensidade e descrição de comportamentos agonísticos de eglídeos (adaptado de Ayres-Peres et al., 2011).

Intensidade	Comportamento	Descrição
-1	Fuga	Indivíduo se distancia intencionalmente do inimigo
1	Aproximação	Aproxima-se do inimigo, ficando frente a frente, sem tocá-lo
2	Investida	Perseguir o oponente, bater com os quelípodos, toque com as antenas
3	Dominância	Quando um dos animais fica em cima do inimigo
4	Contato físico intenso	Prende e/ou agarra o outro indivíduo com o quelípodo, empurra, vira

Para testar a relação entre o equilíbrio dos confrontos (i.e., razão entre a pontuação dos comportamentos realizados por indivíduos perdedores e vencedores) e a simetria dos quelípodos (i.e., razão entre o tamanho dos quelípodos de cada dupla) foi realizado um modelo linear. Para testar a influência do tamanho dos quelípodos e da experiência do indivíduo sobre a duração dos confrontos, foram criados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição binomial. Como variável resposta, utilizou-se a proporção do tempo que os indivíduos estiveram em confronto em relação ao tempo total. Foi realizado um procedimento de seleção de modelos a partir do modelo com todos os efeitos, utilizando como variáveis explanatórias a razão dos quelípodos (variável contínua) e o *status* de experiência (variável categórica). O critério de informação de Akaike corrigido (AICc) foi utilizado para ranquear os modelos e selecionar o modelo mais parcimonioso, com o menor valor de AICc (Burnham and Anderson, 2002). Os pressupostos dos modelos foram verificados graficamente. As análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R Development Core Team, 2017), utilizando os pacotes *MASS* (Venables & Ripley, 2002) e *MuMIn* (Barton, 2016).

Resultados

Foram realizados 13 confrontos ingênuos e 10 experientes. Os cinco comportamentos agonísticos descritos foram observados (Figura 2). Nos primeiros momentos do confronto, os eglídeos realizaram comportamentos de

reconhecimento e exploração do ambiente (e.g. tentativa de escalar a arena e andar ao redor da arena), e só depois iniciaram os comportamentos agonísticos.

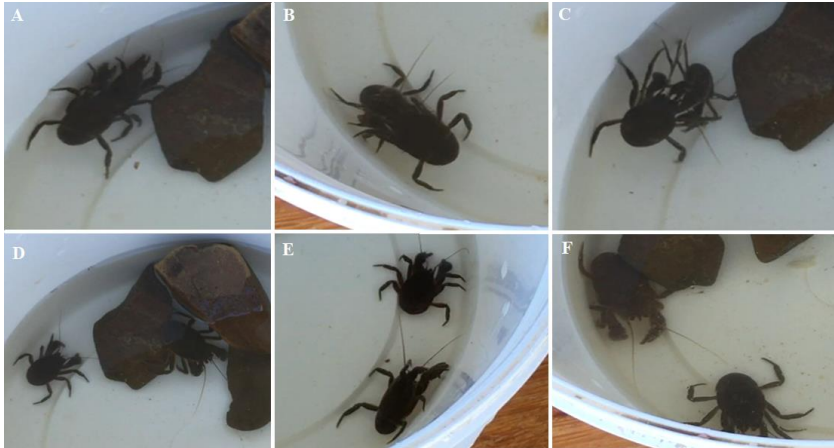


Figura 2. Comportamentos agonísticos e de dominância observados em duplas de aeglídeos em confrontos: (A) Investida; (B) Dominância; (C) Combate físico; (D) Entocado; (E) Aproximação e (F) Fuga.

Foi observada uma relação significativa entre o tamanho dos quelípodos e o equilíbrio dos confrontos ($F_{1, 21} = 6,553$; $P = 0,018$), sendo que quanto maior a semelhança entre os quelípodos, mais equilibrado o confronto. Nesse caso, os indivíduos realizaram um número semelhante de comportamentos agonísticos (Figura 3).

Para testar a influência das características individuais sobre a duração dos confrontos, foram realizados cinco diferentes modelos lineares generalizados (Tabela 2). Dentre os modelos construídos, o modelo M2 foi selecionado como o modelo mais parcimonioso. Foi observada uma relação significativa entre a duração dos confrontos e a razão dos quelípodos, status de experiência e a interação entre estas variáveis (Tabela 3). Confrontos ingênuos e confrontos com maior simetria entre os oponentes são mais duradouros. Porém, confrontos experientes com maior simetria duraram mais tempo em relação aos confrontos ingênuos (Figura 4).

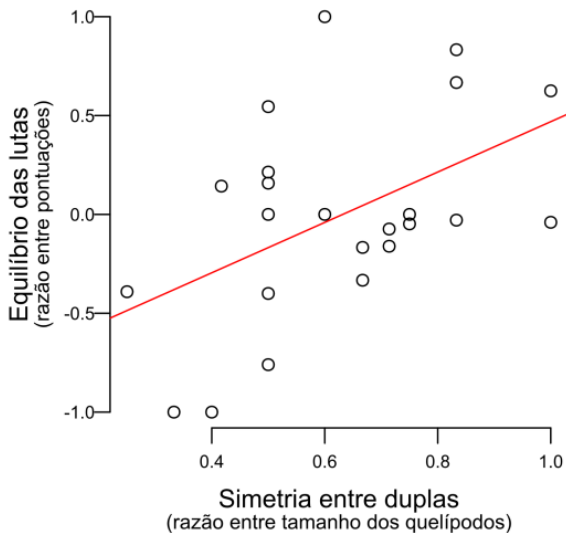


Figura 3. Relação entre a simetria do tamanho dos quelípodos das duplas (medidos em mm) e o equilíbrio dos confrontos (razão entre as pontuações dos comportamentos agonísticos).

Tabela 2. Modelos lineares generalizados com distribuição binomial, construídos para testar a relação entre o tempo de confronto e o tamanho de quelípodos e status do confronto. β_0 : intercepto; RQ: razão entre os quelípodos; S: status (ingênuos e experientes); RQ-S: interação entre a razão entre quelípodos e status; gl: graus de liberdade. Para cada uma das variáveis, os valores representam os parâmetros estimados e o símbolo “+” representa a presença de uma variável categórica no modelo.

	β_0	RQ	S	RQ-S	gl	AICc	Δ AICc	Pseudo-R ²
M1	-4,731	1,268	+		3	452,8	23,060	6,53
M2	-7,276	4,894	+	+	4	429,8	0,000	13,07
M3	-3,892		+		2	468	38,224	2,05
M4	-4,932	1,274			2	456,9	27,165	4,83
M5	-4,109				1	473,7	43,975	0,00

Tabela 3. Resultados do modelo linear generalizado selecionado, contendo tamanho dos quelípodos, o status do confronto e a interação entre estas duas variáveis.

	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
Intercepto	-7,28	0,618	-11,8	< 0,001
Razão quelípodos	4,89	0,842	5,81	< 0,001
Status ingênuo	2,69	0,659	4,09	< 0,001
Razão quelípodos x Status ingênuo	-4,34	0,908	-4,78	< 0,001

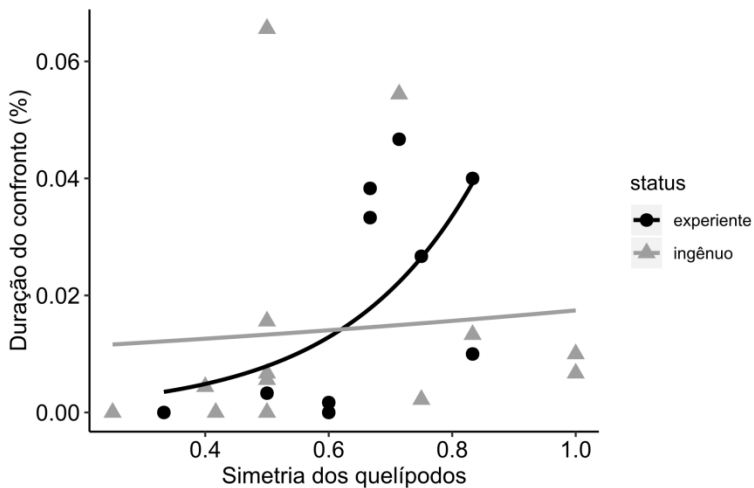


Figura 4. Relação entre a duração dos confrontos e simetria do tamanho dos quelípodos em confrontos ingênuos e experientes.

Discussão

Os resultados obtidos corroboraram a hipótese inicial. Os confrontos entre indivíduos de tamanhos semelhantes tendem a durar mais tempo, já que pode ser mais difícil julgar o oponente e os custos do confronto. Isso pode ser observado no aumento significativo da intensidade dos comportamentos agonísticos com a simetria dos oponentes. A experiência em confrontos também influencia a avaliação sequencial e, conseqüentemente, a duração dos confrontos. Então, quando um

indivíduo adquire experiência, tem informações suficientes para identificar sua superioridade ou inferioridade em relação ao oponente (Reichert & Quinn, 2017). Os confrontos posteriores serão menos intensos e breves. No entanto, a obtenção de recursos é essencial para a persistência de um indivíduo. Por isso, além da dificuldade em avaliar o oponente, a maior duração dos confrontos experientes quando os oponentes são de tamanhos semelhantes poderia ser explicada pelo valor do recurso (Hernández & Benson, 1998). Por isso os indivíduos que perderam os confrontos ingênuos podem persistir no novo confronto para tentar obter o recurso. Enquanto isso, os confrontos entre indivíduos experientes e assimétricos são breves. Nossos resultados evidenciam a importância das interações entre o tamanho, experiência dos indivíduos e valor do recurso como preditores da competição por recursos (Gruber et al., 2016).

Em confrontos entre crustáceos machos, elementos comportamentais de baixa intensidade são inicialmente realizados com frequência, seguidos por uma fase mais intensa de interação agonística (Enquist et al., 1990). O vencedor realizou um maior número de comportamentos agonísticos e de dominância, tais como: aproximação, investida e contato físico intenso. Uma vez que a dominância é estabelecida, ocorrem poucos encontros agressivos depois da luta inicial, seguido da fuga do subordinado (Huber et al., 1997). Assim, o indivíduo menos capacitado percebe sua inferioridade e pode encerrar o confronto para evitar custos, o que não acontece tão rápido entre oponentes de tamanho semelhante (Enquist & Leimar, 1983).

É importante ressaltar que algumas fragilidades do trabalho. Fatores que afetam a agressividade dos eglídeos não puderam ser controlados neste projeto de curta duração. Dentre as limitações, podemos destacar o curto período de aclimação. Outros trabalhos utilizavam mais de uma semana para aclimatar os indivíduos às condições desejadas (Ayres-Peres et al., 2011) e às características da arena (e.g. separação dos indivíduos, limitação do espaço físico, condições de temperatura, luminosidade e oxigênio). Ainda, é possível que fatores endógenos, como a produção de hormônios também tenham influência sobre a agressividade, e na expressão do "status" social destes crustáceos e que não puderam ser consideradas no presente estudo (Ayres-Peres et al., 2011). Para trabalhos futuros, sugerimos que testem o efeito da vitória ou derrota em confrontos futuros (Hsu & Wolf, 1999) e a hierarquia de dominância (Sánchez-Tójar et al., 2018).

Agradecimentos

Agradecemos aos colegas do curso de campo pela ajuda no processo de aclimação dos eglídeos.

Referências

- Ayres-Peres L., Araujo P.B., & Santos S. (2011) Description of the agonistic behavior of *Aegla longirostri* (Decapoda: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 31, 379–388.
- Barton, K. (2016). MuMIn: Multi-Model Inference. R Package Version 1.15.6.
- Burham, K.P. & Anderson, D.A. (2002) Model selection and multivariate inference: a practical information-theoretical approach. Springer, New York.
- Copatti C.E., Legramanti R.P., Trevisan A., & Santos S. (2016) Growth, sexual maturity and sexual dimorphism of *Aegla georginae* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) in a tributary of the Ibicuí River in southern Brazil. *Zoologia*, 33, e20160010.
- Drews C. (1993) The concept and definition of dominance in animal behaviour. *Behaviour*, 125, 283–313.
- Daws, A.G.; J. Grills; K. Konzen & P.A. Moore. 2002. Previous experiences alter the outcome of aggressive interactions between males in the crayfish, *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35: 139-148.
- Enquist M. & Leimar O. (1983) Evolution of fighting behaviour: Decision rules and assessment of relative strength. *Journal of theoretical Biology*, 102, 387–410.
- Enquist M., Leimar O., Ljungberg T., Mallner Y., & Segerdahl N. (1990) A test of the sequential assessment game: Fighting in the cichlid fish *Nannacara anomala*. *Animal Behaviour*, 40, 1–14.
- Gruber C., Tulonen J., Kortet R., & Hirvonen H. (2016) Resource availability and predation risk influence contest behavior and dominance hierarchies in crayfish. *Behavioral ecology and sociobiology*, 70, 1305–1317.

- Hardy I.C. & Briffa M. (2013) *Animal contests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hernández M.I.M. & Benson W.W. (1998) Small-male advantage in the territorial tropical butterfly *Heliconius sara* (Nymphalidae): A paradoxical strategy? *Animal Behaviour*, 56, 533–540.
- Hsu, Y. & Wolf, L.L. (1999) The winner and loser effect: Integrating multiple experiences. *Animal Behaviour*, 57, 903–910.
- Huber R., Orzeszyna M., Pokorny N., & Kravitz E. (1997) Biogenic amines and aggression: Experimental approaches in crustaceans. *Brain, behavior and evolution*, 50, 60–68.
- Junior R.S.L. & Peixoto P.E.C. (2013) Males of the dragonfly *Diastatops obscura* fight according to predictions from game theory models. *Animal behaviour*, 85, 663–669.
- Klug, J. E.; Cruz, A. P.; Machado, A. M. S.; Decarli, C. J.; Silva, A. L. L. & Silveira, T. C. L. (2017) “Continue a nadar, continue a nadar”: Padrões ecomorfológicos de peixes de riacho em diferentes ambientes. *Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense*. (ed. R.F. Freitas, A.M. S. Machado, A.L.L. da Silva, T.C.L. Silveira, and E.L.H. Giehl), pp. 99–119. UFSC, Florianópolis.
- Mariappan P., Balasundaram C., & Schmitz B. (2000) Decapod crustacean chelipeds: An overview. *Journal of biosciences*, 25, 301–313.
- R Development Core Team. (2017). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Reichert, M.S. & Quinn, J.L. (2017) Cognition in Contests: Mechanisms, Ecology, and Evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 32, 773–785.
- Sánchez-Tójar, A., Schroeder, J., & Farine, D.R. (2018) A practical guide for inferring reliable dominance hierarchies and estimating their uncertainty. *Journal of Animal Ecology*, 87, 594–608.
- Smith J.M. & Price G.R. (1973) The logic of animal conflict. *Nature*, 246, 15.

Trevisan A. & Santos S. (2012) Morphological sexual maturity, sexual dimorphism and heterochely in *Aegla manuinflata* (Anomura). *Journal of Crustacean Biology*, 32, 519–527.

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S* (Fourth). New York: Springer. Retrieved from <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>

***Solanum variable* como atrativo para acasalamento de Chrysomelidae**

Blanco, G. D.; Carneiro, A. P.; Ferreira, L. F.; Giehl, E. L. H.; Medina-Hernández, M. I.

Introdução

Estudos sobre interações inseto-plantas consideram que riqueza e abundância de insetos estão diretamente relacionadas com características morfológicas e adaptativas das plantas hospedeiras, como abundância e distribuição das espécies vegetais e qualidade e quantidade de recursos alimentares que são disponibilizados para os insetos (Araújo et al., 2003; Davies et al., 2012). A disponibilização de alimento por parte das plantas é favorável para ambos os grupos, pois os insetos encontram recurso alimentar e as plantas conseguem dispersar o seu pólen, quando não é excessivamente predatória para a planta (Davies et al., 2012). Por esta razão, grandes adensamentos de espécies vegetais que apresentem atributos chamativos, como odores e flores diferenciadas, tendem a ser mais visitados pelos insetos. Tal situação pode ser observada em áreas onde há dominância de algumas espécies vegetais e que se encontrem em época de floração (Davies et al., 2012).

Solanum variable é uma espécie que ocorre em áreas de transição entre campo e floresta, apresenta rápido crescimento e tem tendência à formação de adensamentos populacionais. Por esta razão, nos meses de outubro e novembro, quando a planta floresce, estas manchas se tornam grandes atrativos para insetos (Freitas et al., 2017). Todavia, devido à alta concentração de alcalóides e flavonóides presentes nas folhas e flores, nem todos os insetos podem se alimentar desta planta (Silva et al., 2003). As espécies de insetos que utilizam esta planta, comumente se alimentam das pétalas da flor como também utilizam a planta como um local de encontro para o acasalamento.

Entre os insetos que visitam *S. variable*, besouros da família Chrysomelidae são particularmente abundantes. Chrysomelidae é uma das cinco famílias mais numerosas de Coleoptera, com besouros predominantemente fitófagos nas formas larval e adulta e considerável especificidade na dieta, além de apresentar reprodução sexuada e um curto período de vida (Milléo et al., 2013). Dessa forma,

machos e fêmeas necessitam de encontros certos que garantam a troca de gametas (Gullan & Cranston, 2005). O comportamento reprodutivo sincronizado entre machos e fêmeas leva os besouros sexualmente maduros a estarem ao mesmo tempo no mesmo lugar, sendo os locais de encontro identificados visualmente pelos besouros, podendo ser flores ou inflorescências e podendo depender da distribuição destas. O comportamento de agrupamento dos besouros parece muito mais efetivo para garantir a cópula do que a procura aleatória por um par (Gullan & Cranston, 2005), de forma que a agregação espacial e temporal constitui um fator importante que deve ser considerado para estimar a oportunidade de seleção sexual (Baena & Macías-Ordóñez, 2012).

Diante desta situação, o objetivo do presente estudo foi descrever o padrão de distribuição de uma espécie de Chrysomelidae em plantas isoladas e adensadas de *S. variable*, buscando responder as seguintes perguntas: a) existe diferença na densidade de besouros em plantas isoladas e em plantas adensadas com o mesmo número de flores? b) Existe diferença na densidade de casais em cópula observados em plantas isoladas e plantas adensadas com o mesmo número de flores? c) O número de flores ou o tamanho da planta (volume) explica melhor a densidade de besouros e densidade de casais copulando quando as plantas estão adensadas ou isoladas? Sustentados pela hipótese de que os Chrysomelidae procuram as flores de *S. variable* não só como um recurso alimentar, mas também como um local de agrupamento reprodutivo, e que as plantas adensadas funcionam como um melhor atrativo visual para machos e fêmeas, esperamos encontrar um maior número de besouros - tanto sozinhos quanto em cópula - em plantas adensadas, e que o número de flores é o fator mais importante nesse padrão do que o tamanho da planta.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, Santa Catarina, em áreas com a presença de *S. variable*.

Coleta de dados

Para a coleta dos dados foram selecionadas áreas adensadas de *S. variable* e áreas com indivíduos isolados de *S. variable*. As áreas isoladas foram aquelas que continham menos de cinco indivíduos de *S. variable* e que estivessem a pelo menos 20 m de distância de qualquer outro indivíduo ou adensamento da mesma espécie. As áreas classificadas como adensadas foram aquelas que apresentavam mais de cinco indivíduos distanciados no máximo 2 m entre si. Foram selecionados seis adensamentos que estavam sob a mesma condição de luminosidade, no caso, não sombreados. Em cada adensamento foram escolhidos a esmo cinco indivíduos para a amostragem, totalizando 30 plantas em adensamentos. Para amostrar os indivíduos isolados, buscamos 30 plantas de *S. variable* em áreas não adensadas e igualmente em locais não sombreados. Após a seleção dos indivíduos de *S. variable*, contabilizamos o número de flores por planta, o número de indivíduos de Chrysomelidae que estavam nas flores e o número de casais que estavam em cópula. Posteriormente, obtivemos as métricas de altura e diâmetro da copa de cada planta com auxílio de uma trena, para calcular o volume da mesma (Figura 1).

Análise de dados

Para calcular o volume de cada indivíduo de *S. variable*, foi utilizada a equação para o volume de um cone, onde D = diâmetro da copa e h = altura da planta:

$$Volume = \frac{(\pi \times D^2 \times h)}{12}$$

Para a análise do número de flores em relação ao volume da planta em cm³ foi utilizada uma regressão linear simples. A abundância de Chrysomelidae e número de indivíduos em cópula em função do número de flores em plantas adensadas ou isoladas foi analisada por meio de Ancova. A abundância dos besouros e o número de casais em cópula em função do tamanho das plantas e a condição adensada ou isolada também foram analisados por meio de Ancova. Todas as análises foram realizadas no R (R Core Team, 2017).

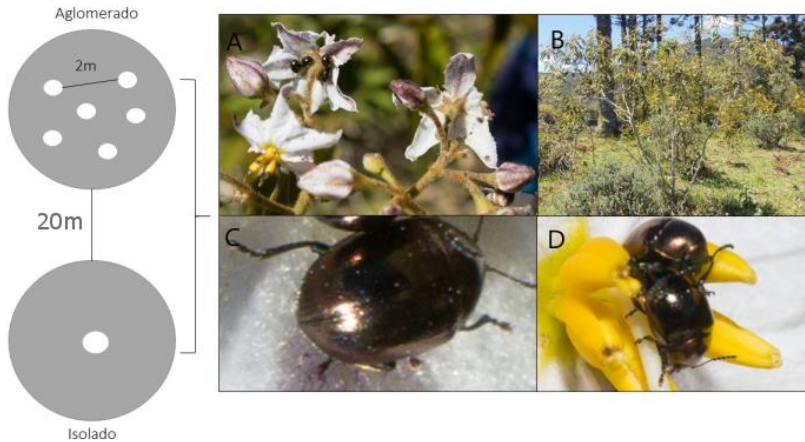


Figura 1: Metodologia de coleta. A) Flores de *Solanum variable* com indivíduos de Chrysomelidae; B) indivíduo de *S. variable*; C) indivíduo de Chrysomelidae; e D) casal em cópula.

Resultados

O número de flores nas plantas de *S. variable* variou de 2 a 173 para todas as plantas observadas, não havendo diferença estatística no número médio de flores de plantas adensadas ou isoladas ($t = 0,82$; $P = 0,417$). O número de besouros por planta isolada foi baixo (média de 7,5 indivíduos) em relação às plantas adensadas, que apresentaram em média 24,2 indivíduos por planta, diferindo estatisticamente ($t = 3,76$; $P < 0,001$; Figura 2A). Foi encontrado um maior número de indivíduos de Chrysomelidae por flor de *S. variable* quando as plantas estavam em adensamentos do que em plantas isoladas ($t = 6,56$; $P < 0,001$; Figura 2B).

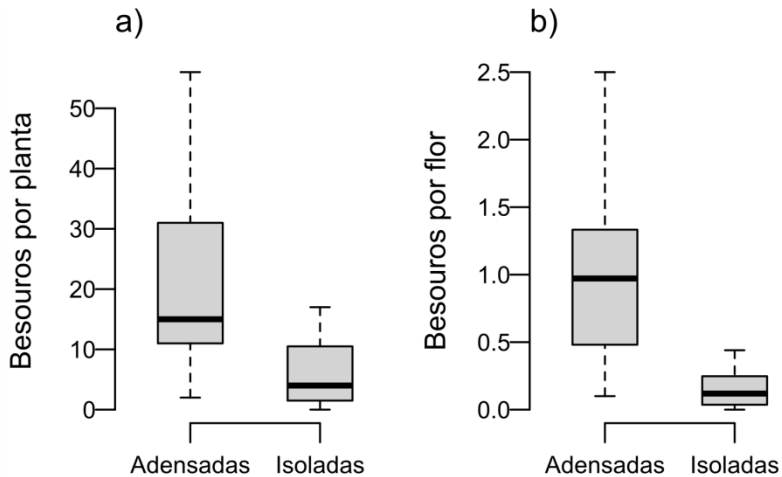


Figura 2: Distribuição de besouros Chrysomelidae em plantas de *Solanum variable* adensadas e isoladas: a) por planta e b) por flor.

Tanto o número de besouros (Figura 3a), como o número de casais em cópula (Figura 3b), aumentou à medida que aumentava o número de flores, tanto nos adensamentos como nas plantas isoladas. Todavia, em ambos os casos, o número foi maior em plantas adensadas (Figura 3).

Em relação ao volume da planta, foi possível observar que existe uma relação significativa entre o número de besouros e o volume da planta (Figura 4a), assim como em relação ao número de casais e o volume da planta (Figura 4b). Todavia, não foi encontrada uma relação significativa entre o número de besouros e casais em cópula com o adensamento (Figura 4).

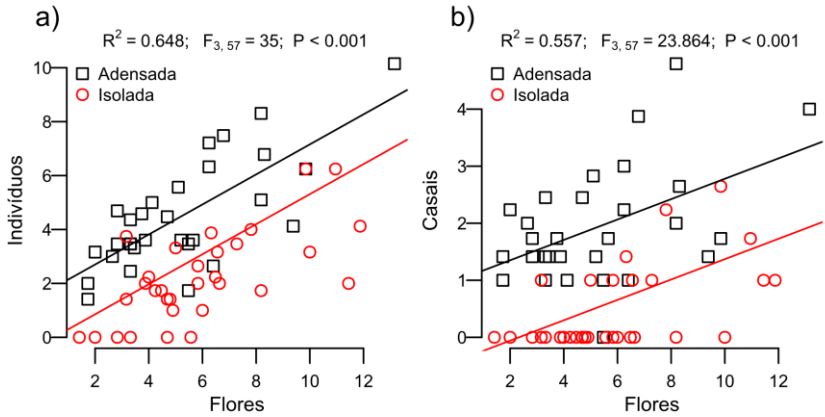


Figura 3: a) Número de indivíduos de Chrysomelidae distribuídos por flor de *Solanum variable* e b) número de casais de Chrysomelidae distribuídos por flor de *Solanum variable*, ambos em plantas isoladas e adensadas.

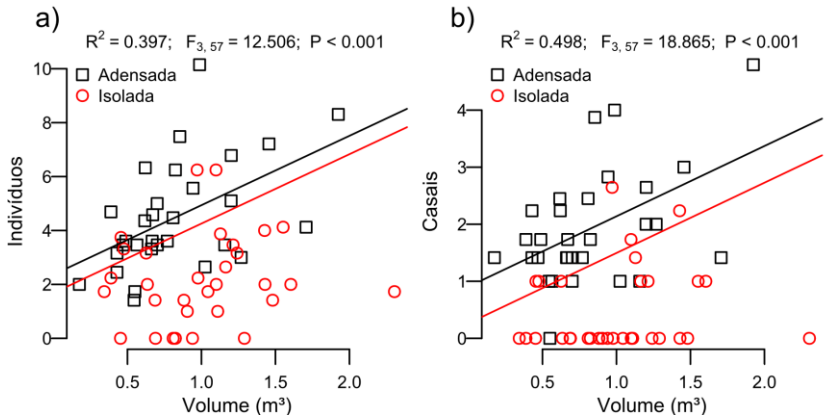


Figura 4: a) Número de indivíduos de Chrysomelidae em função do volume de plantas de *Solanum variable* e b) número de casais de Chrysomelidae em função do volume de plantas de *Solanum variable*, ambos em plantas isoladas e adensadas.

Discussão

A maior abundância de indivíduos de Chrysomelidae em plantas com maior volume pode ser explicada pelo fato de que quanto maior for o volume, mais visível as plantas se tornam para os besouros, facilitando assim que mais indivíduos de Chrysomelidae encontrem as plantas. A mesma situação pode ser observada para a maior presença de casais em cópula nestes locais, já que quanto maior for a presença de besouros, maior será a probabilidade de casais se formarem, assegurando o encontro de parceiros sexualmente maduros (Araújo et al., 2003; Davies et al., 2012). Todavia, o possível atrativo adicional conferido por plantas agrupadas não é decisivo para a escolha dos besouros por *S. variable*, uma vez que essa variável não foi significativa. Desta forma, outros fatores podem atrair os besouros. Alguns trabalhos destacaram que a presença de compostos voláteis, como flavonoides, oriundos das plantas poderiam ser fatores importantes no momento de escolha do local para acasalamento e alimentação (Simmonds, 2003; Gullan & Cranston, 2005).

Recursos que promovem a agregação de potenciais companheiros no espaço ou no tempo têm um forte efeito sobre as estratégias reprodutivas de uma população (Baena & Macías-Ordóñez, 2012). É conhecido que as flores brancas podem servir como um atrativo visual para os besouros e no presente trabalho, observamos que a distribuição de fêmeas e machos dos besouros está relacionada com o número de flores. Além disso, também pode haver uma atração proveniente de feromônios liberados pelas fêmeas (Gullan & Cranston, 2005), porém esta relação não foi testada.

As espécies de Chrysomelidae apresentam considerável especificidade na alimentação, com preferência por algumas espécies de plantas que, por vezes, são pouco visitadas por outros insetos (Milléo et al., 2013). Dentre os recursos alimentares florais buscados por esses besouros, o néctar e a pétala das flores são os mais importantes (Jolivet et al., 2012). Isso foi observado no presente trabalho, com uma grande abundância de indivíduos de Chrysomelidae e pouca riqueza de outros grupos de hexapoda nas flores de *S. variable*. Apresentar a capacidade de se alimentar e se reproduzir em uma planta pouco visitada é uma grande vantagem adaptativa, pois a competição interespecífica pelo alimento será menor, além de possibilitar uma maior troca de parceiros e maior número de cópulas realizadas em

função do padrão de agrupamento resultante. Ademais, quanto mais agregados no espaço estiverem os parceiros sexuais, maiores tendem a ser as oportunidades para poliginia (Gullan & Cranston, 2005), que é provavelmente o sistema de acasalamento mais comum entre os insetos (Dickinson, 1992; Baena & Macías-Ordóñez, 2012).

Por fim concluímos que houve maior presença de indivíduos e casais de Chrysomelidae em plantas com flores numerosas e de manchas adensadas. Também houve maior presença de indivíduos e casais com maior volume das plantas, mas nesse caso a relação foi independente do adensamento de *S. variabile*.

Referências

- Araújo A.P.A., Carneiro M.A.A., & Fernandes G.W. (2003) Efeitos do sexo, do vigor e do tamanho da planta hospedeira sobre a distribuição de insetos indutores de galhas em *Baccharis pseudomyriocephala* Teodoro (Asteraceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, **47**, 483–490.
- Baena M.L. & Macías-Ordóñez R. (2012) Phenology of scramble polygyny in a wild population of chrysomelid beetles: The opportunity for and the strength of sexual selection. *PLoS one*, **7**, e38315.
- Davies; Nichola B.; Krebs; J.R., & West. S.A. (2012) *An introduction to Behavioural Ecology*.
- Dickinson J.L. (1992) Scramble competition polygyny in the milkweed leaf beetle: Combat, mobility, and the importance of being there. *Behavioral Ecology*, **3**, 32–41.
- Freitas R., Marcel A., Silva A.L.L., Silveira T.C.L., & Giehl E.L.H. (2017) *Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense*. Editora da UFSC, Florianópolis.
- Gullan P.J. & Cranston P.S. (2005) *The Insects*.
- Jolivet P.H., Cox M.L., & Petitpierre E. (2012) *Novel aspects of the biology of chrysomelidae*. Springer Science & Business Media.

- Milléo J., Souza J.M.T. de, Barbola I. de F., Moura L. de A., & Pucci M.B. (2013) Diversidade e sazonalidade de crisomelídeos (Coleoptera: Chrysomelidae) em pomar, no município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Fruticultura*, **35**, 454–463.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Silva T.M., De Carvalho M.G., Braz-Filho R., & Agra M.D.F. (2003) Ocorrência de flavonas, flavonóis e seus glicosídeos em espécies do gênero *Solanum* (Solanaceae). *Quimica Nova*, **26**, 517–522.
- Simmonds M.S. (2003) Flavonoid–insect interactions: Recent advances in our knowledge. *Phytochemistry*, **64**, 21–30.

Diversidade da comunidade de aranhas (Artrópoda: Araneae) em arbustos com diferentes níveis de complexidade e oferta floral

Hayata, M. A.; Campos, L. L. F.; Roos, A. L.; Dechoum, M. S.

Introdução

A heterogeneidade do ambiente, a qual está relacionada com a diversificação de espécies vegetais que o compõem, é um fator que influencia diretamente a diversidade de espécies animais presentes (Begon et al., 2006). No entanto, o efeito da heterogeneidade do ambiente para a diversidade de um determinado grupo de espécies pode variar conforme a escala espacial (Tews et al., 2004). Em um estudo avaliando diversidade de espécies de aves, McArthur e McArthur (1961) observaram que esta foi influenciada mais pela complexidade do ambiente, independentemente da diversidade de espécies vegetais. Esta complexidade estrutural relaciona-se com a criação de micro ou macrohabitats, dependentes de escala, os quais possibilitariam a persistência de presas e predadores no mesmo ambiente (Smith, 1972). Assim, tanto a heterogeneidade quanto a complexidade do ambiente podem influenciar na diversidade biológica, e esta relação pode ser observada em diferentes escalas espaciais.

Além destes parâmetros, a disponibilidade de recursos em um ambiente também é um fator que regula a diversidade de espécies, uma vez que o número de espécies coexistentes em um local não pode exceder o número efetivo de recursos disponíveis (Levins, 1979). Assim, quando se observa comunidades de artrópodes associadas a espécies vegetais, tanto a oferta quanto a complexidade do recurso floral também podem influenciar diretamente no aumento da diversidade desta (Pinheiro et al., 2008). Isto ocorre devido ao fato que insetos polinizadores e demais visitantes florais, em sua maioria, necessitam do acesso ao recurso alimentar (néctar e pólen) e o abrigo oferecido por plantas com flores (Isaacs et al., 2009). No entanto, não somente a diversidade de flores é importante para a atração de insetos e aumento dos visitantes florais, mas também a forma e a disposição destas (Gilbert,

1981). De fato, o aumento da diversidade de artrópodes em plantas com recurso floral abundante e/ou complexo (p. ex. presença de inflorescências) já foi observado por diversos autores (e.g., Corbet, 2006; Pinheiro et al., 2008; Scriven et al., 2013). Adicionalmente, outros fatores como a longevidade das flores, assim como a disponibilidade de recursos como néctar e pólen nestas, também contribuem com o aumento no número de visitantes florais (Scriven et al., 2013; Blaauw & Isaacs, 2014). Por sua vez, o aumento da atratividade de visitantes florais e polinizadores ocasiona, conseqüentemente, o aumento dos predadores destes insetos (Schoonhoven et al., 2005), como as aranhas.

A ordem Araneae (Classe Arachnida) agrupa cerca de 35.000 espécies distribuídas em todo o mundo (Hickman et al., 2003). Este é um grupo de artrópodes essencialmente predador que se alimenta majoritariamente de outros insetos (Resh & Cardé, 2003). As aranhas utilizam de diversas técnicas de captura, seja construindo teias de seda, perseguindo ou emboscando (Hickman et al., 2003; Resh & Cardé, 2003) e em sua maioria são encontradas em qualquer local onde insetos estejam presentes (Resh & Cardé, 2003). Estudos já demonstraram que há uma relação positiva entre a abundância e riqueza de aranhas, a diversidade estrutural do hábitat e a disponibilidade de presas. Dessa forma, esses parâmetros influenciam na escolha do local onde aranhas irão construir a teia e/ou emboscar as presas (Resh & Cardé, 2003). Considerando esta relação, o objetivo geral do presente estudo foi verificar se espécies vegetais com diferentes complexidades estruturais abrigarão comunidades de aranhas diferentes em termos de riqueza de espécies e abundância de indivíduos, assim como avaliar se há também influência da complexidade da flor/inflorescência na comunidade de aranhas amostrada. As hipóteses testadas foram que: (1) espécies vegetais com maior complexidade estrutural, por criarem diferentes microhábitats e ambientes de refúgio, comportarão uma comunidade mais rica e com maior abundância de aranhas; e (2) a complexidade da flor e a oferta de recursos florais também influenciarão positivamente a riqueza e abundância da comunidade de aranhas associadas às espécies vegetais estudadas, uma vez que estes atributos atuam como atrativos para visitantes florais e polinizadores que são, por sua vez, presas de aranhas.

Material e métodos

Área de estudo

A coleta de dados foi realizada em área de campo localizada na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, no município de Bom Retiro, Santa Catarina.

Coleta de dados

De forma a selecionar plantas com diferentes complexidades estruturais, foram amostrados 10 indivíduos de três espécies nativas abundantes na área: *Senecio brasiliensis* (Asteraceae), *Baccharis uncinella* (Asteraceae) e *Solanum variabile* (Solanaceae) (Figura 1). Foi determinado que, analisando visualmente o número de ramos primários e densidade de folhas na copa, *B. uncinella* era a planta mais complexa, seguida por *S. variabile* e na sequência por *S. brasiliensis*. A coleta foi realizada em dois dias (11 e 12/11/2017), tendo sido amostrados cinco indivíduos de cada espécie por dia. A ordem de amostragem destas foi alternada, utilizando-se todas as combinações possíveis.

Os parâmetros medidos em relação à complexidade estrutural das espécies vegetais foram: a altura do fuste e dois diâmetros (o maior e o perpendicular à este) com a utilização de fita métrica; a intensidade de floração através da metodologia de classificação de Fournier (1974) (0: flores ausentes, classe 1: 1 - 25% dos ramos com flor, classe 2: 26 - 50% dos ramos com flor, classe 3: 51 - 75% dos ramos com flor, classe 4: 76 - 100% dos ramos com flor); e o volume, calculado para o cone, utilizando-se a seguinte fórmula: $(\pi \cdot \text{altura do fuste} / 3) \times ((\text{diâmetro maior} / 2)^2 + (\text{diâmetro maior} \cdot \text{diâmetro menor}) + (\text{diâmetro menor} / 2)^2)$. Já para as flores, foram mensurados: a intensidade do odor (por categoria: 0 – sem odor, 1 – pouco odor, 2 – muito odor); o ângulo de abertura das pétalas (para *S. variabile*) ou flores do disco (para as Asteraceae *B. uncinella* e *S. brasiliensis*) (por categoria: agudo, reto ou obtuso); a rigidez das pétalas (para *S. variabile*) ou flores do disco (para as Asteraceae *B. uncinella* e *S. brasiliensis*) (por categoria: muito flexível, flexível, pouco flexível); a largura e altura da unidade floral (flor para *S. variabile* e inflorescência/capítulo para as Asteraceae *B. uncinella* e *S. brasiliensis*); o número de pétalas (para *S. variabile*) ou flores do disco (para as Asteraceae *B. uncinella* e *S. brasiliensis*) e o tamanho das pétalas (para *S. variabile*) ou flores do disco (para as

Asteraceae *B. uncinella* e *S. brasiliensis*) (por categoria: pequena, média e grande). Para estas medidas, pétalas e flores do disco foram consideradas como unidades funcionais correspondentes.

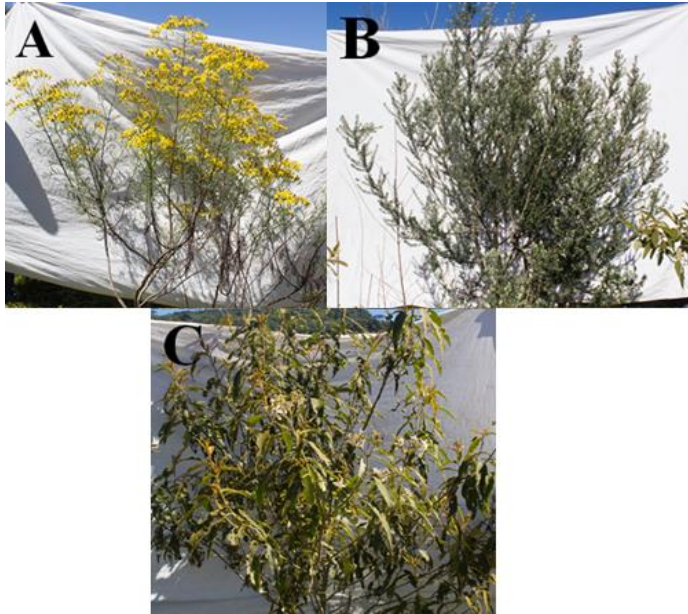


Figura 1. A: Espécime de *Senecio brasiliensis*, B: espécime de *Baccharis uncinella* e C: espécime de *Solanum variabile*.

A coleta dos aracnídeos encontrados em cada planta foi realizada com o auxílio de dois guarda-chuvas entomológicos, os quais consistiam em lençóis brancos adaptados (Figura 2). Estes eram posicionados abaixo da planta enquanto esta era sacudida por cinco vezes, possibilitando a coleta através do desprendimento das aranhas (Figura 2). Os indivíduos coletados foram armazenados em tubos Falcon contendo álcool 70% para posterior triagem em laboratório. Durante esta, os animais foram identificados em nível de morfoespécie.



Figura 2. A: Coleta com a utilização de guarda-chuvas entomológicos e B: Triagem em campo de espécimes de aranhas.

Análises estatísticas

A análise dos dados se deu em dois momentos: 1) avaliação da influência da complexidade estrutural na comunidade de aranhas associadas às três espécies vegetais (hipótese 1); e 2) avaliação da influência da complexidade da flor e oferta de recurso floral na comunidade de aranhas associadas às três espécies vegetais. Foi também construída uma curva de rarefação de riqueza por amostra utilizando-se o estimador de riqueza de espécies de Chao, para analisar diferenças de riqueza de aranhas entre as espécies vegetais. Para isso, foram realizadas 100 repetições, com 10 unidades amostrais para interpolação e 40 para extrapolação, considerando um intervalo de confiança de 95%.

Para avaliar quais os parâmetros de complexidade estrutural das espécies vegetais influenciaram nos padrões de abundância e riqueza das comunidades amostradas (hipótese 1), foram feitos modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição binomial negativa para as variáveis resposta. Nestes, foram utilizados primeiramente a abundância e posteriormente a riqueza como variável resposta, e espécie vegetal, volume e intensidade floral como variáveis explanatórias (efeitos fixos). A escolha dos modelos mais adequados foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC), e a validação dos modelos foi feita por análise gráfica de resíduos.

Da mesma maneira, de forma a avaliar quais os parâmetros de complexidade da flor e oferta de recurso floral mensurados influenciaram a abundância e riqueza da comunidade de aranhas amostrada (hipótese 2), independentemente da identidade da espécie, foram criados modelos lineares generalizados mistos (GLMM), com distribuição binomial negativa para as variáveis resposta. Para isto, utilizou-se primeiramente abundância e posteriormente riqueza como variável resposta; e intensidade de floração, odor, rigidez da flor e largura e altura da unidade floral como efeitos fixos e espécie vegetal como efeito aleatório. Não foram incluídas nos modelos as variáveis de número e tamanho das pétalas/flores do disco pois apresentavam colinearidade com as demais. A escolha dos modelos mais adequados foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC), e a validação dos modelos foi feita por análise gráfica de resíduos.

Todas as análises foram realizadas utilizando o ambiente R (R Core Team (2017)), com uso dos pacotes iNEXT (Hsieh et al., 2014), MASS (Venables & Ripley, 2002) e glmmADMB (Skaug et al., 2013).

Resultados

No total, foram capturadas 209 aranhas, as quais foram classificadas em 41 morfoespécies (Figura 3). Destas, 16 ocorreram exclusivamente em *Baccharis uncinella*, enquanto quatro ocorreram somente em *Senecio brasiliensis* e uma somente em *Solanum variable*. A riqueza total encontrada em *B. uncinella*, *S. brasiliensis* e *S. variable* foi de 35, 16 e 16 morfoespécies, respectivamente. A

abundância de indivíduos encontrada em *B. uncinella* foi de 134, seguida por 46 indivíduos em *S. brasiliensis* e 29 em *S. variabile* (Tabela 1).

Tabela 1. Listagem de morfoespécies de aranhas encontradas em cada uma das espécies de plantas amostradas.

Morfoespécie	<i>B. uncinella</i>	<i>S. brasiliensis</i>	<i>S. variabile</i>
sp.1	1	-	-
sp.2	3	-	2
sp.3	4	-	1
sp.4	22	9	7
sp.5	2	-	-
sp.6	4	1	-
sp.7	2	-	-
sp.8	25	14	3
sp.9	4	-	1
sp.10	14	9	-
sp.11	6	1	2
sp.12	2	1	2
sp.13	2	-	-
sp.14	2	-	-
sp.15	7	-	-
sp.16	1	-	2
sp.17	-	2	-
sp.18	6	1	-
sp.19	-	1	-
sp.20	2	1	1
sp.21	2	-	1
sp.22	2	-	1
sp.23	1	-	1
sp.24	1	-	2
sp.25	1	-	-
sp.26	4	-	-
sp.27	-	1	-
sp.28	-	1	1
sp.29	2	1	1
sp.30	2	-	-
sp.31	1	-	-
sp.32	1	-	-
sp.33	1	1	-

Morfoespécie	<i>B. uncinella</i>	<i>S. brasiliensis</i>	<i>S. variabile</i>
sp.34	1	-	-
sp.35	1	-	-
sp.36	1	-	-
sp.37	-	1	-
sp.38	2	-	-
sp.39	1	-	-
sp.40	-	-	1
sp.41	1	1	-
Abundância	134	46	29
Riqueza	35	16	16



Figura 3. Morfoespécies de aranhas amostradas em indivíduos de *Baccharis uncinella*, *Senecio brasiliensis* e *Solanum variabile*.

A curva de rarefação demonstrou um maior valor de riqueza de espécies para *B. uncinella* em relação às demais no intervalo de interpolação, considerando os 10 indivíduos amostrados de cada espécie vegetal (Figura 4). No entanto, quando

realizada a extrapolação para mais 40 unidades amostrais, os intervalos de confiança se sobrepueram, indicando ausência de diferença significativa entre os valores de riqueza das três espécies vegetais (Figura 4).

Quando analisados parâmetros relacionados à complexidade estrutural das plantas (espécie, volume e intensidade de floração), a identidade das espécies vegetais foi o que melhor explicou o padrão de abundância de morfoespécies de aranhas encontrado (Tabela 2). Da mesma forma, este também foi o parâmetro que melhor explicou o padrão de riqueza de aranhas encontrado, sendo que o modelo escolhido também incluiu as variáveis de intensidade de floração e volume da planta (Tabela 2).

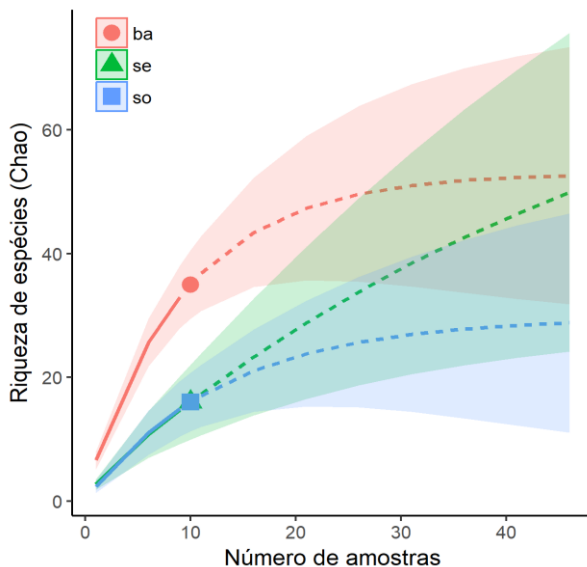


Figura 4. Curva de rarefação para a riqueza de morfoespécies de aranhas encontrada em cada espécie de planta (ba = *Baccharis uncinella*; se = *Senecio brasiliensis*; so = *Solanum variabile*). (estimador de riqueza Chao). Linhas cheias correspondem à interpolação e linhas pontilhadas correspondem à extrapolação.

Já considerando os parâmetros que refletem a complexidade floral das espécies vegetais, o modelo que melhor explicou o padrão de abundância encontrado incluía as variáveis explanatórias odor e altura da unidade floral (Tabela 3). Quanto à

riqueza, o modelo mais parcimonioso incluiu somente a variável explanatória odor (Tabela 3). A variância e o desvio padrão do intercepto do efeito aleatório (identidade das espécies) dos modelos variaram pouco para a abundância (Variância < 0,001; Desvio padrão < 0,001), mas apresentaram maiores variações para a riqueza (Variância = 0,34; Desvio padrão = 0,58).

Tabela 2. Resultados dos Modelos Lineares Generalizados (GLMs) de melhor ajuste para explicar os padrões de riqueza e abundância encontrados para comunidade de aranhas associadas a *Baccharis uncinela*, *Solanum variabile* e *Senecio brasiliensis*, referentes à complexidade estrutural destas espécies vegetais. Valores em negrito representam variáveis significativas.

Variável resposta	Variável explanatória	Coefficiente	Z	P
Abundância	Odor	0,46	2,05	< 0,05
Riqueza	Altura unidade floral	-0,29	-3,92	< 0,001
	Odor	0,63	2,74	< 0,01

Tabela 3. Resultados dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) de melhor ajuste para explicar os padrões de riqueza e abundância encontrados para comunidade de aranhas associadas a *Baccharis uncinela*, *Solanum variabile* e *Senecio brasiliensis*, referentes à complexidade estrutural destas espécies vegetais. Valores em negrito representam variáveis significativas.

Variável resposta	Variável explanatória	Coefficiente	Z	P
Abundância	<i>Baccharis</i> (intercepto)	2,59	9,87	<0,001
	<i>Solanum</i>	-1,53	-3,76	< 0,001
	<i>Senecio</i>	-1,07	-2,74	<0,01
Riqueza	<i>Baccharis</i> (intercepto)	1,80	3,15	<0,01
	<i>Senecio</i>	-0,94	-2,94	<0,01
	<i>Solanum</i>	-1,03	-3,05	<0,01
	Volume	-0,02	-0,13	>0,05
	Floração	0,04	0,26	>0,05

Discussão

Os resultados referentes à influência da complexidade estrutural das espécies vegetais na abundância e riqueza da comunidade de aranhas associadas à *B.*

uncinella, *S. brasiliensis* e *S. variabile* corroboraram nossa primeira hipótese. Assim, a identidade da espécie vegetal foi de fato o fator comum de influência nos padrões de abundância e riqueza de espécies de aranhas encontrados, e *B. uncinella*, considerada planta mais complexa, apresentou uma comunidade de aranhas mais rica e abundante. Da mesma forma, a hipótese de que a complexidade e oferta floral também influenciariam na abundância e riqueza da comunidade de aranhas foi corroborada através dos resultados. No caso, o odor foi a variável explanatória que influenciou ambos os parâmetros da comunidade, sendo que a abundância foi influenciada também pela altura da unidade floral. Portanto, vimos que tanto uma maior complexidade estrutural da planta quanto da flor são fatores que influenciam positivamente a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies de aranhas associadas às espécies vegetais estudadas.

Aranhas são predadoras generalistas limitadas pela disponibilidade de recursos alimentares, e muitos ecólogos assumem que os padrões de ocorrência destas espécies são basicamente regidos pela competição interespecífica (Wise, 1995). Em estudo prévio, Pinheiro e colaboradores (2008) apontaram que a família Asteraceae foi a que apresentou maiores taxas de visitação de uma diversificada gama de visitantes florais. Assim, uma maior oferta de microhábitats e recursos alimentares disponibilizados por *B. uncinella* em relação às demais espécies vegetais estudadas favoreceriam a diversificação da comunidade de aranhas associadas à esta espécie vegetal. Esta maior complexidade também diminuiria a pressão da competição entre espécies, favorecendo o aumento da riqueza e abundância de aranhas. Isto devido ao fato de que *B. uncinella* disponibilizaria uma maior variedade de presas, além de possibilitar a construção de teias em diferentes alturas e coberturas (ramos mais adensados ou esparsos). Dessa maneira, possibilitaria particionamento de nicho trófico e espacial, o que já foi apontado como estratégia de escape da competição interespecífica em aranhas (Wise, 1995).

Quando analisamos particularmente a influência dos parâmetros de complexidade floral nos padrões de abundância e riqueza de aranhas, vimos que o odor é o fator comum de influência tanto para a comunidade associada às três espécies vegetais quanto para a associada a cada uma delas. Pellmyr e Thien (1986), analisando a evolução de angiospermas, apontaram que, uma vez que o benefício da atração de polinizadores superaria os possíveis custos desta interação (p. ex.

herbivoria), traços como coloração chamativa e fragrância acentuada da flor seriam selecionados positivamente. Ademais, já foi observado a cessão da visita de besouros a plantas nas quais a glândula de produção de odor foi experimentalmente retirada (Brantjes, 1976). Assim, também através do aumento da taxa de visitação de insetos e consequente aumento de disponibilidade de recurso alimentar para a comunidade de aranhas, um odor floral mais intenso favoreceria uma maior abundância e riqueza de espécies associadas ao indivíduo vegetal. De fato, no primeiro dia de coleta, no qual o odor de todas as plantas amostradas estava mais intenso e facilmente perceptível, foram coletados um alto número de indivíduos em relação ao segundo dia, no qual todas as plantas apresentaram odor mais ameno.

Por fim, Pinheiro e colaboradores (2008) apontaram que não somente as espécies vegetais que possuem maiores taxas de visitação de polinizadores e demais insetos são importantes como fonte de recurso floral. Estes autores destacam também que as espécies menos visitadas podem, por exemplo, reservar seus recursos para visitantes florais mais especializados, maximizando as taxas de polinização. De fato, Novais (2014) observou que a heterogeneidade do ambiente foi fundamental para a manutenção da abundância e riqueza de insetos folívoros quando em relação a um hábitat mais homogêneo. Esta restrição à distribuição destes insetos provavelmente influenciaria também na estrutura da comunidade de aranhas associadas a espécies vegetais.

Entendemos que a diversificação da comunidade de aranhas observada no presente trabalho é reflexo da heterogeneidade e complexidade do ambiente criado pela presença conjunta de *B. uncinella*, *S. variabile* e *S. brasiliensis*. Portanto, a manutenção desta heterogeneidade é fundamental para a conservação da diversidade de aranhas. Da mesma forma, já foi observado que artrópodes carnívoros, como as aranhas e demais predadores, podem contribuir para o fitness da planta que habitam através da predação de herbívoros (Wise, 1995; Schoonhoven et al., 2005). Tito et al. (2016) observaram que, em restingas, quando a espécie vegetal *Actinocephalus polyanthus* estava em estágio reprodutivo, a herbivoria diminuía a sobrevivência de indivíduos desta espécie. Assim, a conservação da diversidade de aranhas associadas às espécies vegetais também auxilia na conservação da heterogeneidade do ambiente, através do controle da herbivoria.

Em síntese, uma maior complexidade estrutural e de estrutura floral de espécies vegetais resultam em uma maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies de aranhas, sendo que o odor parece ser o fator de maior relevância quando diferentes espécies vegetais são comparadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem Eduardo L. H. Giehl pela ajuda na estatística e Natalia Hanazaki e Bárbara Segal pela ajuda em campo e na triagem do material.

Referências

- Begon M., Townsend C.R., & Harper J.L. (2006) *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Blaauw B.R. & Isaacs R. (2014) Larger patches of diverse floral resources increase insect pollinator density, diversity, and their pollination of native wildflowers. *Basic and Applied Ecology*, **15**, 701–711.
- Brantjes N.B.M. (1976) Riddles around the pollination of *Melandrium album* (Mill.) Garcke (Caryophyllaceae) during the oviposition by *Hadena bicruris* Hufn. (Noctuidae, Lepidoptera). I. *Proceedings. Series C. Biological and medical sciences*, **79**, 127–141.
- Corbet S.A. (2006) A typology of pollination systems: implications for crop management and the conservation of wild plants. N. Waser and J. Ollerton (Eds), *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization* (pp. 315 - 340), The University of Chicago Press, Chicago.
- Fournier L.A. (1974) Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, **24**, 422–423.
- Gilbert F.S. (1981) Foraging ecology of hoverflies: morphology of the mouthparts in relation to feeding on nectar and pollen in some common urban species. *Ecological Entomology*, **6**, 245–262.

- Hickman C.P., Roberts Jr L.S., & Larson A. (2003) *Animal diversity*. McGraw-Hill Higher Education, New York.
- Hsieh T.C., Ma K.H., & Chao A. (2014) iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. *R package version 2*.
- Isaacs R., Tuell J., Fiedler A., Gardiner M., & Landis D. (2009) Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**, 196–203.
- Levins R. (1979) Coexistence in a variable environment. *The American Naturalist*, **114**, 765–783.
- MacArthur R.H. & MacArthur J.W. (1961) On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594–598.
- Novais S.M.A. (2014) *Efeitos contrastantes da qualidade do habitat sobre distintas guildas alimentares de insetos herbívoros em sistemas agroflorestais cacaveiros*. Universidade Federal de Minas Gerais, Dissertação de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, 28 p.
- Pellmyr O. & Thien L.B. (1986) Insect Reproduction and Floral Fragrances: Keys to the Evolution of the Angiosperms? *Taxon*, **35**, 76–85.
- Pinheiro M., Abrão B.E. de, Harter-Marques B., & Miotto S.T.S. (2008) Floral resources used by insects in a grassland community in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, **31**, 469–489.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resh V.H. & Cardé R.T. (2003) *Encyclopedia of Insects*. Academic Press,
- Schoonhoven L.M., Van Loon J.J.A., & Dicke M. (2005) *Insect-Plant Biology*. Oxford University Press, New York.
- Scriven L.A., Sweet M.J., & Port G.R. (2013) Flower Density Is More Important Than Habitat Type for Increasing Flower Visiting Insect Diversity. *International Journal of Ecology*, **2013**, 1–12.

- Skaug H., Fournier D., Nielsen A., Magnusson A., & Bolker B. (2013) Generalized linear mixed models using AD model builder. *R package version 0.7*, 2013.
- Smith F.E. (1972) Spatial heterogeneity, stability, and diversity in ecosystems. *Trans. Conn. Acad. Arts Sci*, **44**, 335.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., & Jeltsch F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, **31**, 79–92.
- Tito R., Castellani T.T., Fáveri S.B., Lopes B.C., & Vasconcelos H.L. (2016) From over to undercompensation: Variable responses to herbivory during ontogeny of a Neotropical monocarpic plant. *Biotropica*, **48**, 608–617.
- Venables W.N. & Ripley B.D. (2002) *Modern applied statistics with s*. Springer, New York.
- Wise D.H. (1995) *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, New York.

O efeito da presença do gado na diversidade de plantas lenhosas na Serra Catarinense: uma abordagem taxonômica e funcional

Sarmiento-Garcés, R.; Rupil, G.; Giehl, E. L. H.

Introdução

As intensificações das atividades agropecuárias trazem consequências drásticas na transformação da paisagem. Compactação do solo, remoção ou tombamento de plantas devido ao consumo ou deslocamento do gado são uns dos efeitos mais sérios observados (Wilson, 1994; Sampaio & Guarino, 2007). De forma individual ou sinérgica, esses fatores apresentam grande influência na estruturação das comunidades arbóreas (Sans, 2007). com mudanças na estrutura da vegetação e perda de diversidade (Sans, 2007). Isso ocorre devido à perda de certas formas de vida ou atributos funcionais, que podem alterar substancialmente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas como um todo (Cardinale et al., 2012). Atributos funcionais são características mensuráveis de um indivíduo e que podem ter impacto no fitness, como características morfológicas, reprodutivas, estratégias de estabelecimento ou hábito (Cadotte et al., 2011; Mouillot et al., 2013; Mayfield et al., 2013).

Atualmente, há evidências de que a perda e mudança da biodiversidade, impactam no funcionamento dos ecossistemas, transformando a captação de recursos, alterando a produção de biomassa, a decomposição e a ciclagem de nutrientes, além de aumentar a instabilidade das funções ecossistêmicas ao longo do tempo (Sans, 2007; Negret, 2016). É evidente que tanto a composição taxonômica quanto a diversidade funcional determinam o funcionamento dos ecossistemas e os processos mencionados (Cardinale et al., 2012). Estudos prévios já identificaram que a composição funcional e a distribuição de plantas estão associadas com gradientes ambientais (Mayfield et al., 2013; Giehl & Jarenkow, 2015). Porém, o quanto as funções e processos ecológicos se modificam depende dos atributos biológicos excluídos ou selecionados e de sua relação com fatores

ambientais promotores da mudança (Cardinale et al., 2012; Mouillot et al., 2013; Negret, 2016). Portanto, o tipo de distúrbio, como fogo, inundação, ou o uso da floresta pelo gado selecionarão espécies diferentes em função de atributos funcionais distintos (McIntyre et al., 1999; Mayfield et al., 2013; Giehl & Jarenkow, 2015; Zheng et al., 2015).

Neste estudo, avaliamos a variação da diversidade taxonômica e funcional de plantas lenhosas em áreas com distinta intensidade de uso por bovinos. Especificamente, objetivamos responder a seguinte pergunta: qual o efeito do gado na diversidade funcional e taxonômica e composição de espécies de plantas lenhosas, nos estratos arbóreos e regenerantes, em três áreas florestais, uma área com muito gado, outra área com pouco e uma terceira sem uso pelo gado.

Nossa hipótese é que áreas com menor intensidade de uso de gado apresentarão uma maior riqueza taxonômica e funcional, já que o gado é determinante na estruturação das comunidades vegetais, já que pode ter um efeito sobre as comunidades presentes e sobre as comunidades futuras representadas no estrato regenerante.

Métodos

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro, no estado de Santa Catarina. A área apresenta clima subtropical úmido (Cfa) segundo a classificação de Koppen–Geiger, com estações definidas e chuvas bem distribuídas ao longo do ano, com média anual de 1.700 mm. As temperaturas variam fortemente ao longo do ano, entre 0 e 40° C, com média anual de 19° C (Peel et al., 2007).

Coleta de dados

Para a amostragem, foram definidas três áreas de floresta conforme o uso: uma área sujeita a pastejo intensivo pelo gado bovino (Muito gado), uma área com pouco gado (Pouco gado), e uma terceira área de floresta bem preservada (área preservada). Para cada uma destas áreas, foram delimitadas cinco parcelas de 10 x

10 m, em uma transeção sentido norte-sul e distantes 10 m uma da outra. Os dados das áreas de pastejo intensivo, e com pouco gado foram tomados de estudos prévios, ver os trabalhos de Rupil et al. (neste livro, pág. 135) e de Blanco et al. (neste livro, pág. 145).

Para cada parcela foi aferida a densidade do dossel e foi levantada a composição de espécies arbóreas de indivíduos apresentando uma circunferência do tronco maior que 30 cm à altura de 1,3 m. Para cada exemplar, foram mensurados o perímetro do tronco à altura do peito e a altura da árvore. Adicionalmente, dentro de cada uma das parcelas amostradas, foi levantada a composição de espécies regenerantes lenhosas, não tendo sido consideradas as espécies herbáceas. Para tal fim, dentro de cada parcela, foram definidas três subparcelas de 1 × 1 m. Todas as plantas encontradas medindo entre 0,30 m e um metro de altura foram coletadas para sua posterior identificação.

Para cada espécie identificada na nossa amostragem e baseados na bibliografia disponível (Lorenzi, 1992; Vibrans et al., 2010), foi feita uma classificação ecológica considerando os atributos funcionais: modo de dispersão, sendo classificadas como anemocóricas, zoocóricas de fruto grande (> 2 cm) ou zoocóricas de fruto pequeno (< 2 cm); estratégia de estabelecimento (pioneiras, secundárias ou clímax) e hábito (arbusto, arvoreta ou árvore).

Análise de dados

A diferenciação na composição de espécies em função da intensidade de uso pelo gado foi verificada através da análise de variância multivariada (Permanova), utilizando a função *adonis*, com 999 permutações através do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017). Para visualização dos resultados foi aplicada uma análise de coordenadas principais (PCoA), utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis. Todas as análises foram realizadas através do software R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017).

A riqueza taxonômica foi estimada por através de curvas de acumulação de espécies com os estimadores Chao1 e ACE, os quais são normalmente usados com dados de abundância, sendo o Chao1 o mais rigoroso (Villareal et al., 2004). Os valores de riqueza entre as áreas foram comparados usando os intervalos de confiança das curvas de rarefação.

A diversidade funcional dentro das parcelas foi avaliada por meio de índices multidimensionais de diversidade funcional, utilizando o pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) em ambiente R. Especificamente, foi computada a combinação de atributos mais frequente em cada área e a riqueza funcional (Villéger et al., 2008).

Resultados

Foram identificadas 81 espécies de plantas lenhosas, sendo que 38 espécies ocorreram no componente arbóreo e 55 espécies ocorreram na regeneração, enquanto que 14 espécies foram compartilhadas em ambos estratos (Anexo 1).

As curvas de rarefação mostraram que não houve diferença significativa (intervalos de confiança sobrepostos), na riqueza taxonômica, exceto para árvores entre áreas com pouco e muito gado. Além disso, observam-se algumas tendências, por exemplo, na área com muito uso pelo gado, os valores de riqueza, foram mais baixos no estrato arbóreo e no total, mas apresenta os valores maiores no estrato regenerante. A área com pouco uso pelo gado apresentou uma maior riqueza taxonômica no estrato arbóreo e no total, enquanto que a área preservada apresentou valores intermédios no estrato arbóreo e no total e, um valor menor no estrato regenerante (Figura 1).

Em relação a diversidade funcional, a área com muita intensidade de uso pelo gado apresentou a maior riqueza funcional com 15 combinações, seguida da área preservada com 14 e por último a área com pouca intensidade de uso com 11. Espécies zoocóricas de frutos pequenos, estabelecimento secundário e hábito arbóreo (ZP-Sec-A) foi a combinação de atributos mais comum nas três áreas (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza funcional e combinação de atributos funcionais predominante em três áreas com diferenças na intensidade de uso pelo gado.

	Muito	Pouco	Preservado
Riqueza funcional	15	11	14
Função ecológica	ZP-Sec-A	ZP-Sec-A	ZP-Sec-A

Houve diferença significativa na composição total de espécies entre as três áreas consideradas ($F = 4,282$; $P = 0,001$; Fig. 2a) e na composição de espécies arbóreas e da regeneração ($F = 5,407$; $P = 0,001$; Fig. 3a). Também houve diferença na composição funcional entre áreas ($F = 2,437$; $P = 0,038$; Fig. 2b) e entre estratos ($F = 11,646$; $P = 0,001$; Fig. 3b).

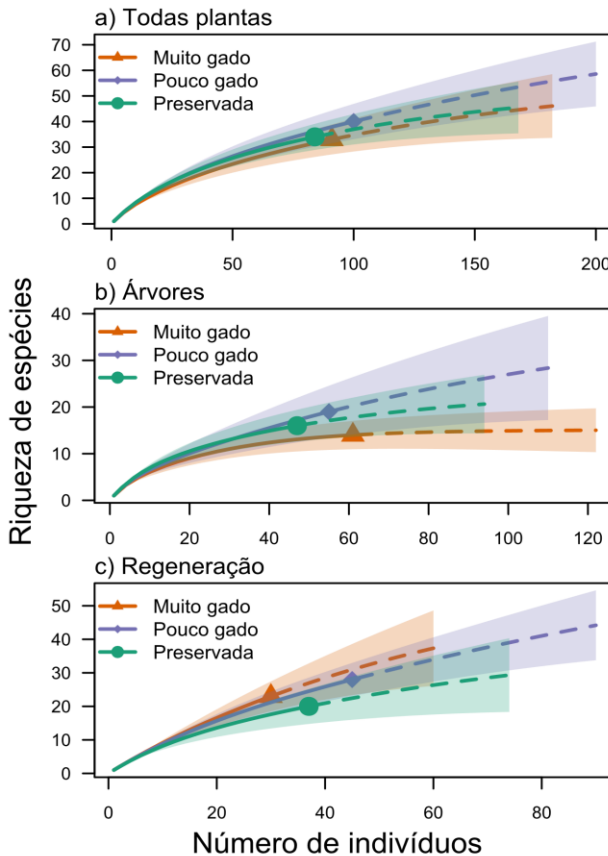


Figura 1. Curvas de rarefação e extrapolação para a riqueza de espécies total (a), do estrato arbóreo (b) e da regeneração (c) de três áreas com diferenças na intensidade de uso pelo gado.

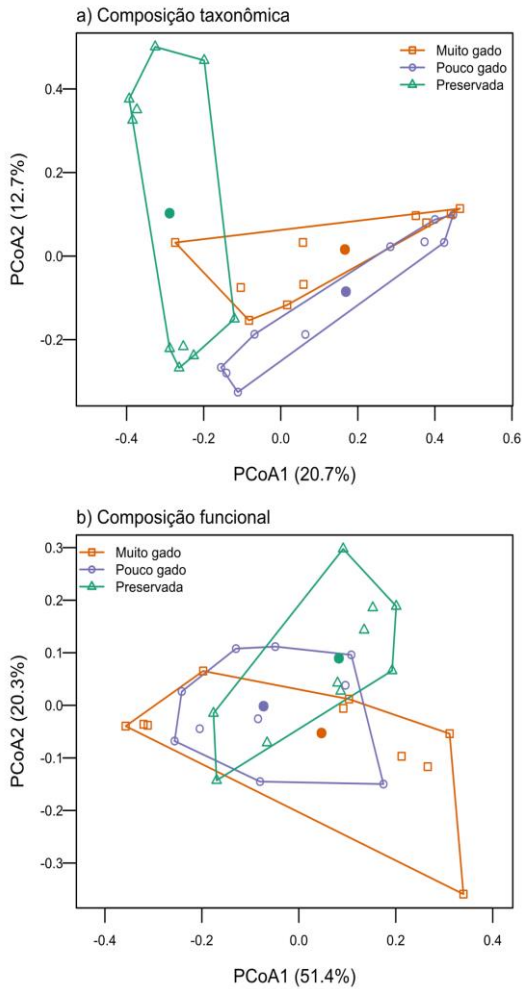


Figura 2. Diagrama de ordenação (PCoA) para a composição taxonômica (a) e funcional (b) de três áreas com diferenças na intensidade de uso pelo gado.

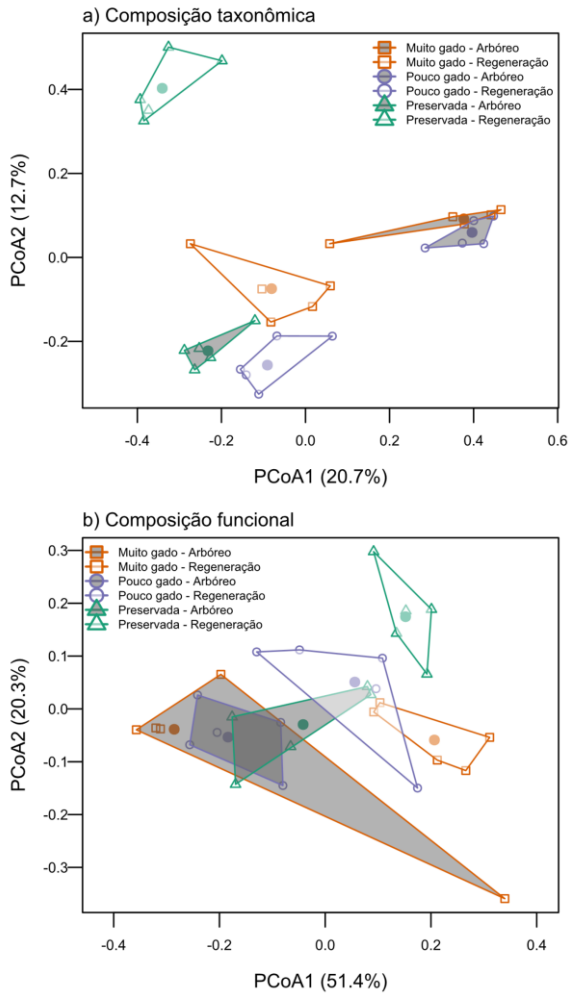


Figura 3. Diagrama de ordenação (PCoA) para a composição taxonômica (a) e funcional (b) do componente arbóreo e da regeneração de três áreas com diferenças na intensidade de uso pelo gado.

Discussão

Foram encontradas diferenças significativas no estrato arbóreo entre as áreas com muito e pouco gado. Esse padrão é normalmente associado a frequências de distúrbio intermediárias (Budke et al., 2010; Giehl & Jarenkow, 2015) porque a presença de gado favorece a remoção ou tombamento de plantas e mudas arbóreas (Nunes et al., 2014), promovendo a formação de clareiras e entrada de luz, o que favorece a germinação de uma alta variedade de plantas (Jardim et al., 2007). Por outro lado, na área preservada a entrada de luz é um fator limitante na germinação, enquanto na área com muita atividade de gado a compactação do solo e o consumo pelo gado pode limitar a riqueza de espécies regenerantes (Wilson, 1994; Sampaio & Guarino, 2007).

Neste estudo, encontramos que existe diferenciação na composição de espécies nas três áreas avaliadas, sendo que a similaridade é maior entre habitats com muito e pouco uso pelo gado em comparação com a área preservada. No entanto, a proximidade na composição de espécies nas áreas com muita e pouca intensidade de uso pelo gado é ainda mais evidente nos estratos arbóreos do que na regeneração, onde parece que a composição começa a tomar direções diferentes, possivelmente pelo gado como agente selecionador (Mello & Peroni, 2015).

A área preservada apresentou uma maior diferenciação, embora tenha compartilhado espécies com as áreas que apresentaram maior uso pelo gado. É importante salientar que a regeneração da área preservada mostra uma marcada diferença para a regeneração nas outras áreas, o que evidencia o forte impacto da atividade pecuária em áreas com floresta sobre a composição de espécies e seus atributos funcionais (McIntyre et al., 1999; Mayfield et al., 2013; Zheng et al., 2015). Sugerimos assim que as comunidades encontradas possuem estratégias de desenvolvimento adaptadas para as diferenças nos distúrbios causados pelo gado.

A composição funcional mostrou relação entre os estratos arbóreos, sendo que o estrato arbóreo com pouco gado está aninhado com o estrato com muito gado. Por sua parte o estrato arbóreo da área mais preservada compartilha elementos funcionais com os outros estratos arbóreos, mas apresenta elementos únicos, como espécies climácicas (Vibrans et al., 2013) que só foram encontradas nesta área, o que

faz que tenha uma composição funcional a diferencia das outras áreas (Zheng et al., 2015).

Ao compararmos os estratos em regeneração entre as áreas fica evidente uma diferença mais pronunciada para a área mais preservada, mas também aumentando a diferenciação funcional e taxonômica entre as áreas com presença de gado. Este resultado corrobora com outros estudos que mostraram que as diferentes intensidades de uso pelo gado tem uma forte repercussão nos atributos e dinâmicas funcionais sobre este estrato (McIntyre et al., 1999; Zheng et al., 2015), indicando que, dependendo da intensidade do uso pelo gado, a regeneração divergirá funcionalmente podendo levar a diferenças na riqueza funcional mesmo que a riqueza de espécies seja similar entre áreas (Rupil et al., neste livro, pág. 135; Blanco et al., neste livro, pág. 145; Zheng et al., 2015). Em parte, isso ocorre porque utilizamos dados de abundância na análise da composição, enquanto a riqueza funcional só considera o número absoluto de combinações, sem avaliar a abundância das combinações específicas. Assim, mudanças no funcionamento ecossistêmico também podem ocorrer pela alteração dos atributos dominantes e não apenas pela perda completa de combinações de atributos (Mouillot et al., 2013).

Agradecimentos

Agradecemos ao Rafael B. Sùhs pelo auxílio em campo, à Fazenda Reunidas Campo Novo pelo acolhimento, e a Aurea L. Lemes da Silva pela revisão do manuscrito.

Referências

- Budke J.C., Jarenkow J.A., & Oliveira-Filho A.T. de (2010) Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern brazil. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2371–2387.
- Cadotte M.W., Carscadden K., & Mirotnick N. (2011) Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, **48**, 1079–1087.

- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., & others (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**, 59.
- Giehl E.L. & Jarenkow J.A. (2015) Disturbance and stress gradients result in distinct taxonomic, functional and phylogenetic diversity patterns in a subtropical riparian tree community. *Journal of vegetation science*, **26**, 889–901.
- Jardim F.C. da S., Serrão D.R., & Nemer T.C. (2007) Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. *Acta Amazonica*, **37**, 37–48.
- Laliberté E. & Legendre P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299–305.
- Laliberté E., Legendre P., & Shipley B. (2014) FD: Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Lorenzi H. (1992) *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, Editora Plantarum. 352p.
- Mayfield M.M., Dwyer J.M., Chalmandrier L., Wells J.A., Bonser S.P., Catterall C.P., DeClerck F., Ding Y., Fraterrigo J.M., Metcalfe D.J., & others (2013) Differences in forest plant functional trait distributions across land-use and productivity gradients. *American journal of botany*, **100**, 1356–1368.
- McIntyre S., Lavorel S., Landsberg J., & Forbes T. (1999) Disturbance response in vegetation—towards a global perspective on functional traits. *Journal of vegetation Science*, **10**, 621–630.
- Mello A.J.M. & Peroni N. (2015) Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine*, **11**, 51.
- Mouillot D., Graham N.A., Villéger S., Mason N.W., & Bellwood D.R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, **28**, 167–177.

- Negret B.E.S. (2016) *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: Protocolos y aplicaciones*. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., & Wagner H. (2017) *Vegan: Community ecology package*.
- Peel M.C., Finlayson B.L., & McMahon T.A. (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions*, **4**, 439–473.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sampaio M.B. & Guarino E. de S.G. (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, **31**, 1035–1046.
- Sans F.X. (2007) La diversidad de los agroecosistemas. *Revista ecosistemas*, **16**, 44–49.
- Vibrans A.C., Sevgnani L., Lingner D.V., Gasper A.L. de, & Sabbagh S. (2010) Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): Aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **30**, 291.
- Villareal H.M., Álvarez M., Córdoba-Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Gast F., Mendoza H., Ospina M., & Umaña A.M. (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad.
- Villéger S., Mason N.W., & Mouillot D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290–2301.
- Wilson H.D. (1994) Regeneration of native forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, **32**, 373–383.
- Zheng S., Li W., Lan Z., Ren H., & Wang K. (2015) Functional trait responses to grazing are mediated by soil moisture and plant functional group identity. *Scientific reports*, **5**, 18163.

Anexos

Anexo 1. Listagem de espécies encontradas com seus correspondentes atributos funcionais, estrato e área presente. M: Muito gado; Po: Pouco gado; Pr: Preservada; Arb: Arbórea; Reg: Regeneração; Disp: Tipo de dispersão; Est: Estratégia de estabelecimento; Hab: Hábito.

Espécie	Área			Estrato		Atributos		
	M	Po	Pr	Arb	Reg	Disp	Est	Hab
<i>Acca sellowiana</i>	+	+		+		ZG	P	Arv
<i>Allophylus edulis</i>	+	+	+	+	+	ZP	Sec	Arv
<i>Apocinaceae</i> sp.1			+		+	Air	Sec	Lia
<i>Araucaria angustifolia</i>	+	+		+		ZG	P	A
<i>Asteraceae</i> sp.1		+	+		+	Air	Sec	Arb
<i>Asteraceae</i> sp.2		+			+	Air	Sec	Arb
<i>Asteraceae</i> sp.3	+				+	Air	Sec	Arb
<i>Asteraceae</i> sp.4	+				+	Air	Sec	Arb
<i>Berberis laurina</i>	+				+	ZP	P	Arb
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	+	+	+	+	+	ZP	Sec	A
<i>Calypttranthes</i> sp.		+			+	ZP	Sec	Arv
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>			+	+		ZG	Sec	A
<i>Capsicum</i> cf. <i>flexuosum</i>			+		+	ZP	Sec	Arb
<i>Casearia decandra</i>		+	+	+	+	ZP	Sec	A
<i>Cedrela fissilis</i>			+	+		Air	Sec	A
Cf <i>Dicliptera</i>			+		+	ZP	Sec	Arb
Cf <i>Dolichandra unguis-cati</i>			+		+	Air	Sec	A
Cf <i>Ocotea</i>		+		+		ZP	P	A
Cf. <i>Myrsine</i>		+		+		ZP	Sec	A
Cf. <i>Piptocarpha organensis</i>		+		+		Air	P	A
<i>Chusquea</i> sp.		+			+	Air	P	Arb
<i>Citronella gongonha</i>	+				+	ZP	Sec	Arv
<i>Clethra scabra</i>		+		+	+	Air	Sec	Arv
<i>Dasyphyllum</i> sp.	+	+	+	+	+	Air	Sec	A
<i>Drymis brasiliensis</i>	+	+		+	+	ZP	Sec	A
<i>Escallonia bifida</i>	+				+	ZP	Sec	Arv
<i>Hennecartia omphalandra</i>			+		+	ZP	C	Arb
<i>Ilex</i> cf. <i>microdonta</i>		+			+	ZP	Sec	Arv
<i>Ilex dumosa</i>		+		+		ZP	Sec	Arv
<i>Ilex paraguariensis</i>	+	+		+	+	ZP	P	Arv
<i>Inga</i> sp.1			+	+		ZG	Sec	A

	Área		Estrato		Atributos		
<i>Inga</i> sp.2		+		+	ZG	Sec	A
<i>Justicia</i> cf. <i>floribunda</i>			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Justicia</i> sp.			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Leandra regnelli</i>	+	+	+	+	ZP	P	Arb
<i>Lippia</i> sp.			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Lithrea molleoides</i>	+			+	ZP	Sec	Arv
<i>Machaerium stipitatum</i>		+		+	ZP	Sec	A
<i>Matayba</i> cf. <i>elaeagnoides</i>	+			+	ZP	Sec	A
<i>Matayba elaeagnoides</i>	+	+		+	ZP	Sec	A
<i>Miconia cinerascens</i>	+	+		+	ZP	P	Arb
<i>Mollinedia schottiana</i>			+	+	ZP	C	Arb
<i>Myrceugenia mesomisha</i>	+			+	ZP	Sec	Arv
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>		+		+	ZP	Sec	A
<i>Myrceugenia</i> sp.1	+	+		+	ZP	Sec	A
<i>Myrceugenia</i> sp.2	+	+		+	ZP	Sec	A
<i>Myrceugenia</i> sp.3	+			+	ZP	Sec	Arv
<i>Myrcia</i> cf. <i>brasiliensis</i>		+		+	ZP	Sec	Arv
<i>Myrcia</i> sp.1			+	+	ZP	Sec	Arv
<i>Myrcia</i> sp.2		+		+	ZP	Sec	Arv
<i>Myrcia</i> sp.3	+			+	ZP	Sec	A
<i>Myrsine coriacea</i>		+		+	ZP	P	A
<i>Myrsine lorentziana</i>			+	+	ZP	Sec	A
<i>Nectandra lanceolata</i>			+	+	ZP	Sec	A
<i>Nectandra megapotamica</i>			+	+	ZP	P	A
<i>Ocotea puberula</i>		+	+	+	ZP	P	A
<i>Ocotea pulchella</i>	+	+		+	ZP	P	A
<i>Ocotea</i> sp.		+		+	ZP	P	A
<i>Parietaria debilis</i>			+	+	ZP	Sec	A
<i>Pavonia sepium</i>			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Piper</i> cf. <i>mikanianum</i>			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Piper</i> sp.		+		+	ZP	P	Arb
<i>Piper xylosteoides</i>		+		+	ZP	P	Arb
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	+			+	Air	P	Arb
<i>Piptocarpha</i> sp.			+	+	Air	C	A
<i>Rubus</i> sp.	+			+	ZP	P	A
<i>Rudgea</i> cf. <i>jasmineoides</i>		+		+	ZP	P	Arb
Sapindaceae sp.			+	+	Air	Sec	Arv
<i>Sapium glandulosum</i>		+	+		ZP	P	Arv

	Área				Estrato		Atributos		
<i>Schinus cf. polygamus</i>	+				+		ZP	P	A
<i>Scutia buxifolia</i>		+			+		ZP	P	Arb
<i>Solanum cf. neei</i>			+		+		ZP	Sec	Arv
<i>Solanum cf. sanctaecatharinae</i>		+			+		ZP	Sec	Arb
<i>Solanum pseudoquina</i>	+		+		+		ZP	P	Arv
<i>Solanum sp.1</i>	+				+		ZP	Sec	Arv
<i>Solanum sp.2</i>	+				+		ZP	Sec	Arb
<i>Styrax leprosus</i>		+			+	+	ZP	Sec	Arb
<i>Symplocos tenuifolia</i>	+	+			+	+	ZG	Sec	Arv
<i>Symplocos uniflora</i>	+				+	+	ZP	Sec	A
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	+	+	+		+		ZP	Sec	A

Diversidade beta em estrato vertical de comunidades de formigas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil

Burg Mayer, G.; Alves, J.; Rocha-Jr, J. C.; Medina-Hernández, M. I.

Introdução

Compreender os padrões de diversidade e distribuição das espécies é um dos principais ramos de estudo da ecologia de comunidades (Morin, 2011). Dentro desta grande área, a diversidade beta (β) compreende o estudo da variação na riqueza de espécies em diferentes locais (Whittaker, 1960, 1972). A diversidade beta é um componente da diversidade em diferentes escalas (diversidade *alfa* e *gama*), com um enfoque multiplicativo ($beta = gama/alfa$) ou aditivo ($beta = gama - alfa$) (Baselga, 2010). Atualmente, a diversidade beta é estudada também através do seu particionamento, considerando para tanto a substituição (*replacement* ou *turnover*) e o aninhamento (*nestedness*) das espécies (Baselga, 2010). Ao compararmos dois locais, a diversidade beta pode ser particionada entre a similaridade entre os locais, ou seja, o aninhamento de espécies, e a dissimilaridade, que poderá ainda ser decomposta entre a substituição de espécies (*replacement*) e a diferença de riqueza que se refere ao número real de espécies diferentes entre os dois locais (Baselga, 2010; Legendre, 2014).

Entre os grupos animais mais adequados para se estudar a caracterização e estruturação de comunidades, as formigas (Hymenoptera: Formicidae) se destacam, devido a sua alta abundância e riqueza em muitos ecossistemas terrestres (Wilson, 2003) e sua potencialidade como bioindicadores (Andersen, 1997). Atualmente existem cerca de 12.500 espécies de formigas descritas, agrupadas em 290 gêneros e 29 subfamílias (Keller & Gordon, 2009). A composição de espécies de formigas em uma determinada área é influenciada pelo *species packing*, pela partição de nicho e pela disponibilidade de espécies presentes no *pool* regional (Longino et al., 2014). A variação dos parâmetros ambientais como a temperatura (Sanders et al., 2007) e precipitação (que influenciam taxas

metabólicas, produtividade primária e disponibilidade de recursos (Kaspari, O'Donnel & Kercher, 2000), assim como a estrutura, complexidade do habitat e as interações ecológicas (e.g. competição, parasitismo, etc.) também são importantes aspectos que influenciam na estrutura das comunidades de formigas (Lomolino, 2001; Camarota et al., 2016). A estratificação vegetal, por exemplo, afeta a diversidade e a distribuição de formigas em florestas tropicais (e.g. Feener Jr. & Schupp, 1998, Nowrouzi et al., 2016). Neste caso, a riqueza de espécies tende a aumentar a medida que a densidade de árvores também aumenta, possivelmente devido à maior complexidade de habitat que leva à maior especialização em microhabitats (Ribas et al., 2003).

Diferentemente das grandes florestas tropicais, a Floresta Ombrófila Mista, localizada na região subtropical, apresenta características distintas, principalmente no que se refere à altura média e complexidade do dossel. À medida que nos distanciamos do equador ou com o acréscimo na latitude, a complexidade estrutural da vegetação, distância vertical entre o dossel e o sub-dossel, e a riqueza de espécies de plantas geralmente declinam (Richards, 1996; Hillenbrand, 2004; DeFrenne et al., 2013). Além disso, a copa das árvores representa um habitat permanente para formigas nos trópicos, onde as condições ambientais e estruturais tornam a nidificação possível. Já em regiões subtropicais, a sazonalidade marcante altera consideravelmente as condições ambientais, especialmente a temperatura, dificultando o estabelecimento de colônias e a presença de formigas operárias onde espécies não conseguem nidificar e resistir por pelo menos uma estação (Brühl et al., 1998; Szweczyk & McCain, 2016).

Desta maneira, o presente estudo objetivou caracterizar a diversidade β de comunidades de formigas presente em um estrato vertical, na região subtropical, em uma área de Floresta Ombrófila Mista. Nossa hipótese é de que existe um alto grau de aninhamento das formigas que utilizam recursos no dossel em relação às que utilizam recursos próximos ao solo, devido principalmente à baixa altura de dossel e às temperaturas frias regionais que dificultariam a nidificação.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma área de mata ripária localizada na Fazenda Reunidas Campo Novo, adjacente a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina, durante o mês de novembro.

Coleta de dados

Foram selecionadas 20 árvores adultas da família Myrtaceae (Figura 1A), especialmente *Campomanesia xanthocarpa*, *Myrceugenia* spp. e *Myrciaria* spp., considerando apenas indivíduos com mais de seis metros de altura. Em geral, os primeiros ramos da copa das árvores adultas começavam entre 5-6 m de altura. Para testar a possível interferência de parâmetros metodológicos sobre a riqueza das comunidades de formigas, para cada uma das árvores foi registrado: a altura total (m); o volume - calculado através da área da elipse com base no diâmetro da copa e altura da árvore [(comprimento maior da copa/2) x (comprimento menor da copa/2) x (altura/3 x pi)] (Figura 1B); a complexidade das ramificações - calculada a partir do número de troncos com Diâmetro a Altura do Peito (DAP) > 5 centímetros; a distância da árvore mais próxima - independentemente da espécie desta; e a presença ou ausência de conectividade da copa com árvores adjacentes.

Em cada árvore, foram instaladas junto ao tronco, armadilhas *pitfall* adaptadas para fixação, com isca de sardinha (Figura 1C). As armadilhas foram instaladas de forma alternada em relação à distância do solo: em uma árvore, a armadilha foi instalada a 1 metro de altura (estrato inferior) e na árvore seguinte a armadilha foi instalada a 4 ou 5 metros de altura (estrato superior), totalizando 10 armadilhas em cada estrato. As armadilhas permaneceram ativas por um período de 36 horas. Todos os organismos capturados foram armazenados em potes plásticos e conduzidos ao laboratório para triagem. As formigas foram identificadas até nível de gênero e conservadas em álcool 70%.

Análises estatísticas

Para avaliar se as características das árvores utilizadas no estudo influenciaram a riqueza das comunidades de formigas em ambos os estratos amostrados

analisamos a variação da riqueza de espécies de formigas (S) em relação ao isolamento (distância da árvore mais próxima) e tamanho (volume em m^3), através de Análises de Covariância (ANCOVA). Posteriormente, para avaliar a suficiência amostral, curvas de acumulação de espécies foram produzidas usando o pacote iNEXT (Hsieh, Ma&Chao, 2016).

A diversidade beta, composta pelo *turnover* e o grau de aninhamento (*nestedness*) das comunidades de formigas nos diferentes estratos de altura considerados, foi avaliada no ambiente R utilizando o pacote BETAPART (Baselga & Orme, 2012; Core Team, 2013).

Resultados

Foram identificadas cinco espécies de formigas, tendo o estrato inferior o dobro de riqueza ($S=4$) que o estrato superior ($S=2$). Uma única espécie (*Myrmelachista* sp. 1) ocorreu em ambos os estratos, três ocorreram exclusivamente no estrato inferior (*Myrmelachista* sp. 2, *Camponotus* sp. 1 e *Pheidole* sp.) e uma espécie foi observada somente no estrato superior (*Camponotus* sp.2) (Tabela 1).

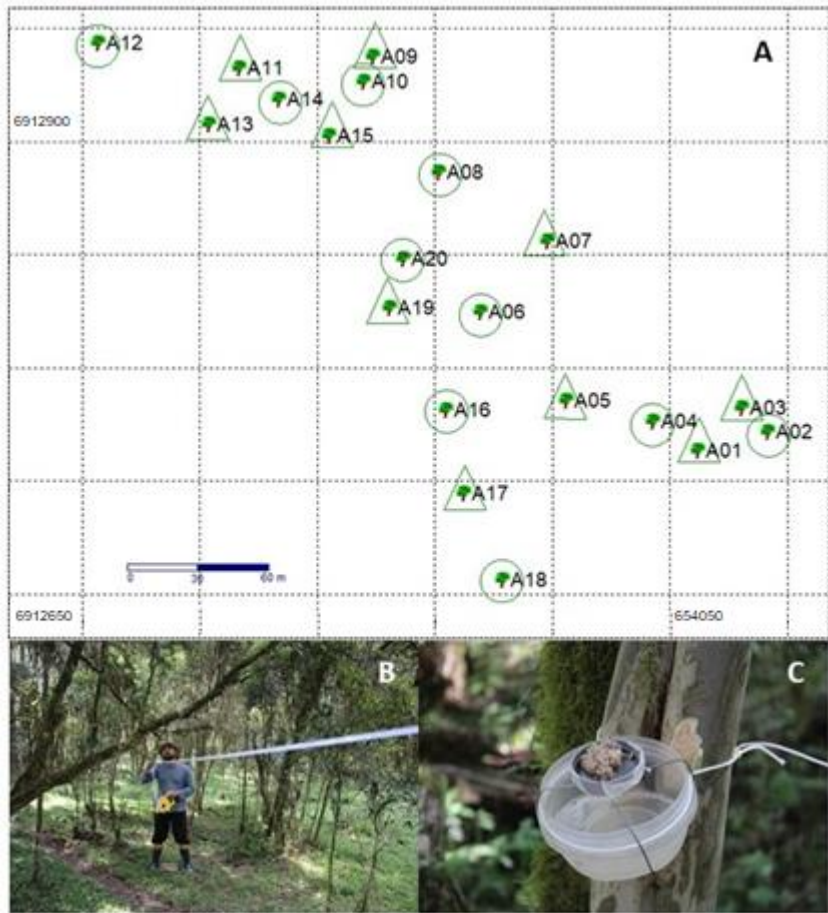


Figura 1: A) Distribuição espacial das árvores da família Myrtaceae (com coordenadas geográficas) utilizadas para amostragem da riqueza de espécies de formigas em dois estratos em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. Círculos indicam árvores com amostragem realizada no estrato inferior (1 metro do solo) e triângulos indicam árvores amostradas no estrato superior (4 a 5 metros do solo); B) Medida da copa da árvore para determinação do volume; e C) Armadilha *pitfall* com isca de atração instalada para captura das formigas.

Tabela 1: Espécies de formigas capturadas em dois estratos verticais (Pos= posição: S=Superior e I=Inferior) em árvores da família Myrtaceae em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. S: riqueza e A: abundância. *M. sp. 1* = *Myrmelachista* sp. 1; *M. sp. 2* = *Myrmelachista* sp. 2; *C. sp. 1* = *Camponotus* sp. 1; *C. sp. 2* = *Camponotus* sp.2 e *P. sp.* = *Pheidole* sp..

Pos.	Copa (m³)	<i>M. sp. 1</i>	<i>M. sp. 2</i>	<i>C. sp. 1</i>	<i>P. sp.</i>	<i>C. sp. 2</i>	S	A
S	29,5	-	-	-	-	-	-	-
I	40,5	-	-	-	-	-	-	-
S	78,2	5	-	-	-	-	1	5
I	34	15	-	-	-	-	1	1 5
S	7,6	-	-	-	-	-	-	-
I	32	-	9	-	-	-	1	9
S	29,1	-	-	-	-	1	1	1
I	24,6	-	-	-	-	-	-	-
S	107,2	9	-	-	-	-	1	9
I	76,7	60	-	1	1	-	3	6 2
S	34,7	20	-	-	-	-	1	2 0
I	6,7	-	-	-	-	-	-	-
S	12,5	-	-	-	-	-	-	-
I	6,8	2	-	-	-	-	1	2
S	57,7	7	-	-	-	-	1	7
I	106,5	21	1	-	-	-	2	2 2
S	36,9	2	-	-	-	-	1	2
I	45,7	3	3	-	-	-	2	6
S	64,8	-	-	-	-	-	-	-
I	6,54	-	-	-	-	-	-	-
Abundância		144	13	1	1	1	5	160

O isolamento das árvores (Figura 2A) como o volume das copas (Figura 2B) mostraram não ter correlação com a riqueza de espécies de formigas em ambos os estratos.

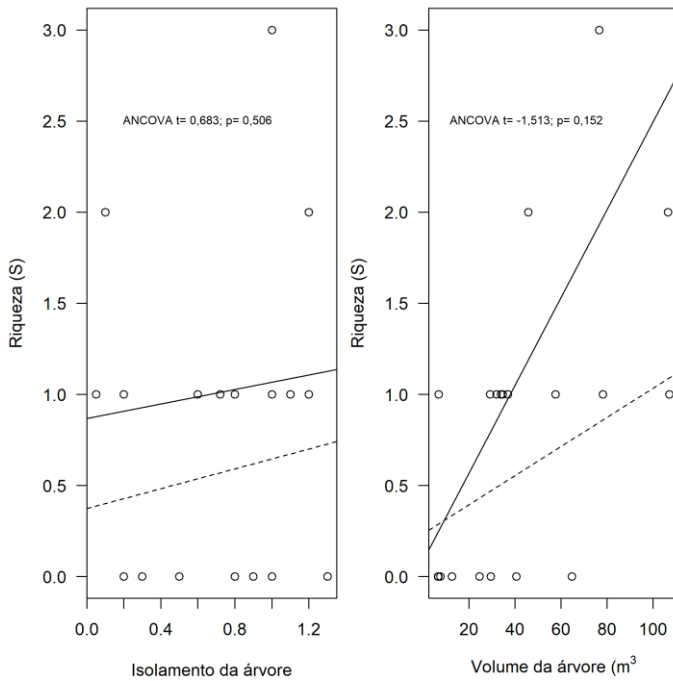


Figura 2: A) Relação entre a riqueza de espécies de formigas (S) e o grau de isolamento das árvores (distância em metros da árvore mais próxima); B) Relação entre a riqueza de espécies de formigas (S) e o volume da árvore (m³). São apresentados os resultados das Análises de Covariância (ANCOVA) comparando a riqueza de espécies em função da área amostrada (estrato inferior - linha contínua; estrato superior - linha tracejada) com as características das árvores (isolamento e volume).

As curvas de acumulação de espécies sugerem um esforço amostral incompleto para ambos os estratos (Figura 3).

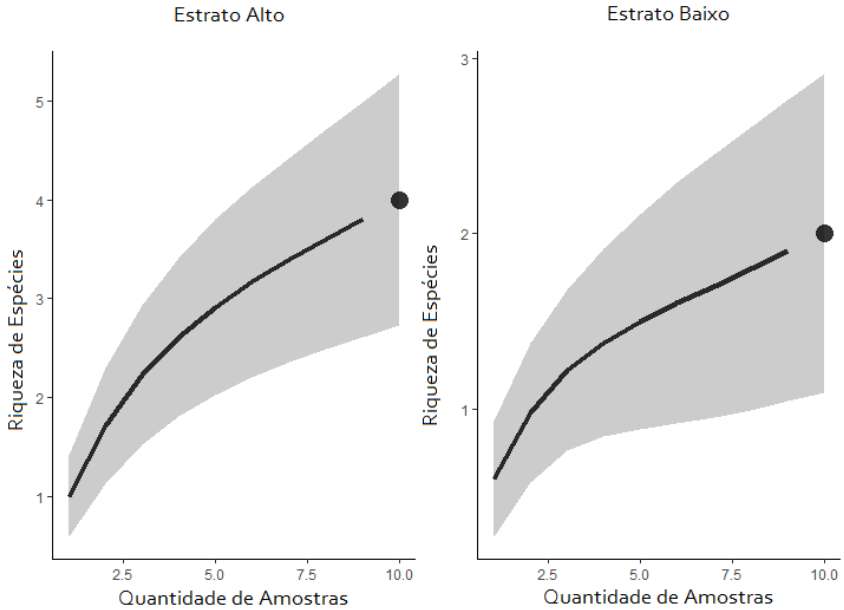


Figura 3: Curvas de acumulação de espécies ($q=0$) para avaliação do esforço amostral empregado na captura de formigas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil.

A diversidade β total (0.95), medida pela dissimilaridade de Jaccard, apresentou um baixo aninhamento, com valor de 0,16 entre estrato alto e baixo, representada pela única espécie que esteve presente em ambos estratos, *Myrmelachista* sp. 1. O valor da substituição de espécies entre os estratos ou 'turnover' foi alto, de 0.79.

Discussão

Nossa hipótese inicial, de um alto grau de aninhamento das comunidades de formigas dos estratos superiores, foi rejeitada. A baixa similaridade da comunidade de formigas entre estratos foi gerada principalmente pelo processo de substituição de espécies ($turnover = 0.79$). O $turnover$ é modulado pelas amplitudes de nicho das espécies e tolerâncias ecológicas (Legendre, 2014). Entretanto, o resultado obtido

provavelmente não reflete diferentes tolerâncias ecológicas das espécies, mas é possivelmente melhor explicado pelos diferenciados hábitos (ou comportamentos) de forrageio das espécies em questão.

O gênero *Camponotus* está geralmente relacionado a ambiente de floresta Neotropical (Wilson, 1987). As espécies deste gênero mostram importantes interações com plantas e apresentam nidificação associada ao tronco de plantas vivas ou mortas (Yamamoto & Del-Claro, 2008). Além disso, formigas deste gênero possuem diversos comportamentos alimentares, dentre eles o comportamento de forrageio em copas de árvores (Pricer, 1908; Yamamoto & Del-Claro, 2008). Da mesma forma, o gênero *Myrmelachista* inclui formigas exclusivamente neotropicais (Kempf, 1972), que nidificam nas cavidades de troncos e entre ramos de árvores vivas ou mortas, forrageando nas mesmas. São espécies arbóreas, com hábitos alimentares generalistas, alimentando-se especialmente de compostos nectários extraflorais (Fredericksen, 2005, Longino, 2006; Nakano et al., 2012). Em um estudo para avaliar a estratificação vertical em comunidades de formigas de uma floresta tropical, Brühl e colaboradores (1998) observaram que o gênero *Myrmelachista* é encontrado com abundância na fauna do estrato baixo, indicando que apesar das espécies do gênero apresentarem hábito arbóreo, não forrageiam exclusivamente em estratos superiores. Ainda no mesmo estudo, a sub-família Formicinae (que abrange os gêneros *Camponotus* e *Myrmelachista*) apresenta poucas contribuições na quantificação de fauna de solo, entretanto sendo dominante no dossel das árvores. Entretanto, Vasconcelos e colaboradores (2005) encontraram uma alta associação de *Camponotus* tanto para solo quanto para estratos superiores em vegetação de cerrado. A família Myrmicinae, representada em nosso estudo pelo gênero *Pheidole*, contribui significativamente para a fauna encontrada no solo, devido principalmente aos seus hábitos generalistas e oportunistas (Wilson, 2003; Vasconcelos et al., 2005).

O padrão esperado para as comunidades locais de formigas onde a nidificação em estratos altos é dificultada (Szewczyk & McCain, 2016) é de que as espécies presentes nos estratos superiores, onde a riqueza seria menor, sejam 'subsets' dos locais mais ricos (estrato baixo) (Ulrich & Gotelli, 2007). O pequeno conjunto de dados obtidos pode não estar representando adequadamente as comunidades de formigas arbóreas da região ou diferentes fatores estruturantes das comunidades, e

a existência de um viés na amostragem (baixa eficiência das armadilhas) se viu refletido na insuficiência amostral (Figura 3). Salientamos que a conectividade entre as árvores e o volume das árvores não influenciaram na riqueza de espécies de formigas, o que indica que a complexidade estrutural das árvores hospedeiras não influenciou nas espécies capturadas. Camarota et al. (2016), relacionaram a presença de espécies com a complexidade das árvores e não encontraram padrões significativos.

Adicionalmente, é preciso considerar que a área amostrada se situa em altitudes elevadas (~1000 m) e, nestes ambientes, é esperada uma menor riqueza de formigas (Longino et al., 2014). A baixa riqueza de espécies pode resultar na redução da competição interespecífica (Camarota et al., 2016), podendo levar à homogeneização de nicho e à ausência de padrões claros na distribuição e composição das comunidades.

Considerações finais

As comunidades de formigas em diferentes estratos arbóreos se mostraram mais influenciadas pelo processo de substituição de espécies e não pelo aninhamento, provavelmente devido aos diferenciados hábitos de forrageio e uso de recursos para as espécies em questão.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Dr. Mauricio Cantor e ao MSc. Rafael Barbizan Sühs pela colaboração nas análises estatísticas, ao Dr. Benedito Cortes Lopes e à equipe do Laboratório de Biologia de Formigas da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Frederico Marcineiro e Félix Rosumek pela ajuda na identificação das espécies. Por fim, agradecemos a técnica de Laboratório Karlla Scherer pela disponibilização e organização dos equipamentos utilizados durante a triagem das amostras.

Referências

- Andersen, A. (1997) Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology*, 1(1).
- 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. (2012) Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**(5), 808-812.
- Brühl C.A., Gunsalam G., & Linsenmair K.E. (1998) Stratification of ants (Hymenoptera, Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, **14**, 285–297.
- Camarota F., Powell S., S. Melo A., Priest G., J. Marquis R., & L. Vasconcelos H. (2016) Co-occurrence patterns in a diverse arboreal ant community are explained more by competition than habitat requirements. *Ecology and Evolution*, **6**, 8907–8918.
- Cardoso D.C. & Cristiano M.P. (2010) Myrmecofauna of the southern Catarinense Restinga Sandy Coastal Plain: New records of species occurrence for the State of Santa Catarina and Brazil. *Sociobiology*, **55**, 229–239.
- Core Team R. (2013) R: a language and environment for statistical computing R Foundation for statistical computing.
- DeFrenne, P., Graae, B.J., Rodríguez-Sánchez, F., Kolb, A., Chabrierie, O., Decocq, G., De Kort, H., De Schrijver, A., Diekmann, M., Eriksson, O., Gruwez, R., Hermy, M., Lenoir, J., Plue, J., Coomes, D.A. & Verheyen, K. (2013) Latitudinal gradients as natural laboratories to infer species' responses to temperature. *Journal of Ecology*, **101**, 784–795.
- Feener Jr D.H. & Schupp E.W. (1998) Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of Neotropical ant assemblages. *Oecologia*, **116**, 191–201.
- Fredericksen, M.E. (2005) Ant species confer different partner benefits on two Neotropical myrmecophytes. *Oecologia* **143**, 387-395.

- Hillebrand, H. (2004) On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist*, **163**, 192–211.
- 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**(12), 1451–1456.
- Kaspari, M., O'Donnell, S., & Kercher, J. R. (2000) Energy, density, and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient. *The American Naturalist*, **155**(2), 280–293.
- Keller L. & Gordon É. (2009) *The lives of ants*. Oxford University Press Inc.
- Kempf, W. (1972) Catálogo abreviado das formigas da Região Neotropical (Hymenoptera: Formicidae). *Studia Entomologica*, **15**: 1-4.
- Legendre P. (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **23**, 1324–1334.
- Lomolino, M. A. R. K. (2001) Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and biogeography*, **10**(1), 3–13.
- Longino, J.T. (2006) A taxonomic review of the genus *Myrmelachista* (Hymenoptera: Formicidae) in Costa Rica. *Zootaxa* **1141**, 1–54.
- Longino J.T., Branstetter M.G., & Colwell R.K. (2014) How ants drop out: Ant abundance on tropical mountains. *PLoS, Moraes, C.O., S ONE*, **9**.
- Morin P.J. (2011) Community Ecology. Segunda Edição. *John Wiley & Sons, Ltd*.
- Nakano, M.A., Feitosa, R.M. Adriano, L.D.C., Hengles, E.P., Longui, E.L., Morini, M.S.C. (2012) Assembly of *Myrmelachista Roger* (Formicidae: Formicinae) in twigs fallen on the leaf litter of Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Natural History* **6**, 2103–2115.
- Nowrouzi, S., Andersen, A. N., Macfadyen, S., Staunton, K. M., VanDerWal, J., & Robson, S. K. (2016). Ant diversity and distribution along elevation gradients in the Australian wet tropics: the importance of seasonal moisture stability. *PLoS one*, **11**(4), e0153420.
- Pricer, J.L. (1910) The life history of the carpenter ant. University of Chicago Press.

- Ribas, C. R., Schoereder, J. H., Pic, M., & Soares, S. M. (2003) Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, **28**(3), 305-314.
- Richards, P. W. (1996) Tropical rain forest at its altitudinal and latitudinal limits. The Tropical Rain Forest—An Ecological Study, 419-454.
- Sanders, N. J., Lessard, J. P., Fitzpatrick, M. C., & Dunn, R. R. (2007) Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Global Ecology and Biogeography*, **16**(5), 640-649.
- Szewczyk, T., & McCain, C. M. (2016) A systematic review of global drivers of ant elevational diversity. *PLoS one*, **11**(5), e0155404.
- Ulrich, W., & Gotelli, N. J. (2007) Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, **88**(7), 1824-1831.
- Vasconcelos H.L., Vilhena J., Magnusson W.E., & Albernaz A.L.K. (2006) Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*, **33**, 1348-1356.
- Wilson, E. O. (1987) The arboreal ant fauna of Peruvian Amazon forests: a first assessment. *Biotropica* **19**: 245-282.
- Wilson, E. O. (1987) Causes of ecological success: the case of the ants. *Journal of Animal Ecology*, **56**(1), 1-9.
- Wilson, E. O. (2003) *Pheidole* in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus (Vol. 1). Harvard University Press.
- Whittaker R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, **30**, 279-338.
- Whittaker, R.H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **30**, 213-251.
- Yamamoto, A., Del-Claro, K. (2008) Natural History and foraging behavior of the carpenter ant *Camponotus sericeiventris* Guérin, 1839 (Formicinae, Camponotini) in the Brazilian tropical savanna. *Acta Eologica*.

Distribuição espacial de líquens cortícolas associados a *Araucaria angustifolia* em uma Floresta Ombrófila Mista

Nunes, L. T.; Costa, G. B.; Dechoum, M. S.

Introdução

Os líquens são organismos simbiotes, formados pela associação entre fungos e microalgas. Estão presentes em diversos ambientes onde desempenham importantes papéis ecológicos como ciclagem de nutrientes e fixação de nitrogênio (Brodo, 1973; Lemos et al., 2007; Käffer et al., 2011). Assim como outros organismos, os líquens possuem um intervalo de tolerância e ótimo de requerimentos ambientais para sua sobrevivência e distribuição, como disponibilidade de luz, nutrientes e umidade (Gauslaa, 2014). Além dessas condições ambientais, as características do substrato e a afinidade entre o fungo e a alga também podem determinar a distribuição espacial destes simbiotes (Brodo, 1973). Desta forma, os líquens podem ser encontrados em diversos substratos, como por exemplo o córtex de árvores - a estes líquens atribui-se o nome de cortícolas (Brodo, 1973; Hinds & Hinds, 2007).

Apesar de líquens cortícolas possuírem uma importância como indicador de qualidade ambiental, pouco é conhecido e descrito sobre esses organismos no Brasil, especialmente na fitofisionomia da floresta Ombrófila Mista do sul do país (Käffer et al., 2015). Nesta fitofisionomia, uma das espécies mais presentes na paisagem é a espécie arbórea *Araucaria angustifolia* que possui uma relevância ecológica e, historicamente, oferece benefícios para populações humanas (Medeiros, 2005). Devido a essa importância histórica, a floresta de araucárias se encontra em estado de recuperação após a intensa exploração feita para obtenção de madeira (Rondon-Neto et al., 2002).

Visto isso, o objetivo do presente estudo foi avaliar a distribuição e o percentual de cobertura de morfoespécies de líquens cortícolas associados a *A. angustifolia*, em uma Floresta Ombrófila Mista na Serra Catarinense. A hipótese do trabalho é que

áreas próximas ao curso d'água apresente uma maior distribuição e cobertura líquênica devido ser uma área com maior umidade do ar.

Material e Métodos

Área de estudo

As amostragens ocorreram nos dias 11 e 12 de novembro de 2017, das 9 às 17h, em uma Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro/SC. Essa floresta ocorre adjacente ao rio de segunda ordem João Paulo, que cruza a Fazenda e torna-se tributário do Rio Canoas, em área externa à reserva RPPN Araucárias. É fitofisionomicamente caracterizada pelo elemento arbóreo, com destaque para indivíduos de *A. angustifolia*. Destaca-se a presença constante de gado na área de estudo, animal historicamente cultivado na região.

Coleta de dados

Foram feitas quatro transecções lineares com uso de trena, havendo uma distância mínima de 30 metros entre transecções. Cada transecção possuía 50 metros de comprimento e 10 metros de largura (500m²) sendo perpendicular ao rio. Foram amostradas apenas as araucárias com circunferência à altura do peito (CAP) igual ou superior a 50 cm, localizadas dentro dos 10 metros (cinco metros para cada lado da trena) e distantes pelo menos três metros de outra araucária.

A distância de cada árvore para o rio foi obtida através de uma trena. As árvores tiveram sua feição norte fotografada, a uma altura de 1,3 metros do solo, através do método de fotoquadrado. Esse método consistiu no posicionamento de um retângulo de área 250 cm² (25 x 10 cm) sobre o tronco da árvore. Posteriormente, o retângulo foi fotografado a uma distância de 40 cm.

Em laboratório, as morfoespécies foram identificadas por um especialista, e a cobertura de cada morfoespécie foi quantificada com o método de pontos, no qual 30 pontos foram distribuídos aleatoriamente na área delimitada da imagem através do programa Coral Point Count with Excel extension (CPCe versão 4.0; (Kohler & Gill, 2006)). Quando um ponto caía aleatoriamente sobre o córtex da araucária ou

sobre outras espécies vegetais (e.g. briófitas e pteridófitas), o dado foi computado como "outro".

Análises estatísticas

Modelos lineares generalizados (GLMs) foram utilizados para verificar se a riqueza e a cobertura (variáveis resposta) das morfoespécies de líquens variam em função da distância do rio (variável explanatória). Como foi detectada sobredispersão dos dados das variáveis resposta (variância > média), uma correção de erros padrão foi feita utilizando-se modelos de *quasi*-Poisson (Zuur et al., 2009). A função $\text{link} = \text{"log"}$ foi utilizada para a ligação entre a variável resposta e a variável explanatória em cada modelo. Modelos de *quasi*-Poisson também foram utilizados para testar se a cobertura de cada morfoespécie de líquen (variáveis resposta) possui algum padrão de distribuição em relação à distância do rio (variável explanatória). Os modelos foram validados por meio de análise gráfica de resíduos. Todas as análises foram feitas através dos pacotes "vegan" e "ggplot2" no programa R (R Core Team, 2017).

Resultados

Foram amostradas 40 araucárias, nas quais foram identificados 25 morfoespécies de líquens (Figura 1). Apesar de identificadas, as morfoespécies *Ramalina usnea* e *Phyllopsora* sp. não foram contempladas na determinação de cobertura pelo método de pontos aleatório, devido sua área de cobertura restrita. A morfoespécie dominante foi *Dirinaria* sp. (média de cobertura \pm erro padrão = $12,25 \pm 1,9\%$), seguida por *Punctelia* sp. ($5,67 \pm 1,3\%$) e *Parmotrema clavuliferum* ($4,75 \pm 1,1\%$; Figura 1). Por outro lado, as morfoespécies *Lobariella* sp. ($0,08 \pm 0,08\%$), cf. *Heterodermia* ($0,25 \pm 0,2\%$) e *Usnea* sp.3 ($0,25 \pm 0,2\%$), foram as menos representativas em área de cobertura.

As análises demonstraram que não há diferenças significativas na riqueza (Pseudo $R^2=0,08$, $F=3,42$, $p=0,07$) e cobertura (Pseudo $R^2<0,01$, $F=0,04$, $p=0,85$) das morfoespécies em relação à distância do rio. Entretanto, quando as morfoespécies são analisadas individualmente, observou-se uma diferença significativa na área de cobertura para *Dirinaria* sp. (Pseudo $R^2=0,21$; $F=9,7$; $p<0,01$), *Herterodermia* sp. (Pseudo $R^2=0,45$; $F=31,37$; $p<0,01$) e *Herpothallon roseocinctum* (Pseudo $R^2=0,20$;

F=9,48; p<0,01). A morfoespécie *Dirinaria* sp. apresentou distribuição ao longo de todo o gradiente, com acréscimo na sua área de cobertura conforme maior afastamento do rio (Figura 2). Por sua vez, as morfoespécies *Herterodermia* sp. e *Herpothallon roseocinctum* apresentam pequena área de cobertura percentual, e esta é restrita às áreas mais próximas ao rio (Figura 2).

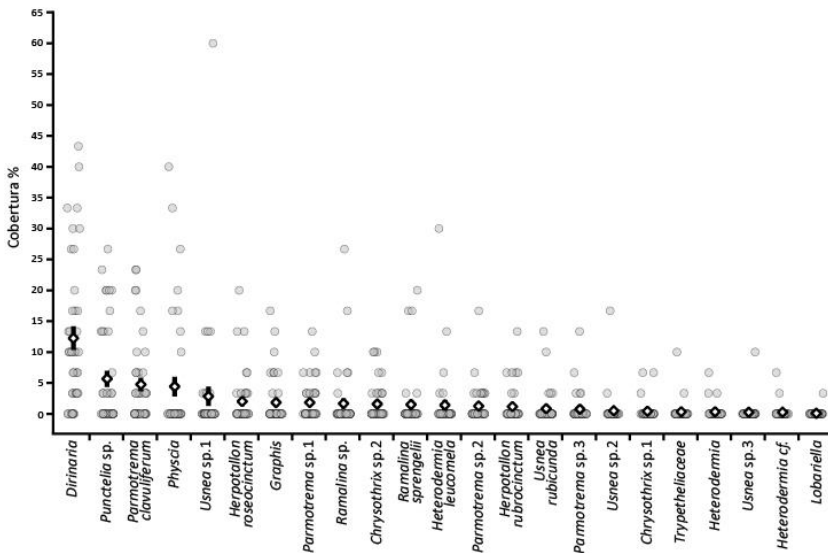


Figura 1 – Percentual de cobertura das morfoespécies de líquens amostrados em Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro/SC. Cada círculo cinza representa uma amostra. Losangos e linhas pretas indicam a média ± erro padrão, respectivamente.

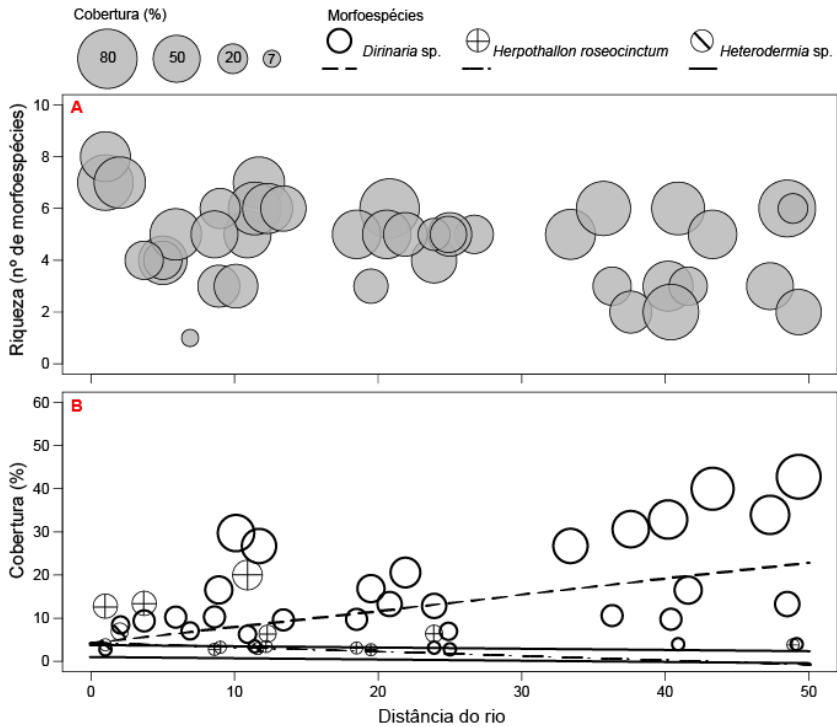


Figura 2 – A. Modelo linear generalizado (GLM) para riqueza e cobertura considerando todas as morfoespécies de líquens, associados a *Araucaria angustifolia*, em relação à distância do rio. B. Percentual de cobertura das morfoespécies que apresentaram relação significativa com a distância do rio: *Dirinaria sp.*, *Heterodermia sp.* e *Herpothallon roseocinctum*.

Discussão

De acordo com os resultados obtidos a hipótese inicial foi rejeitada, uma vez que não foi observado um gradiente de distribuição de cobertura em relação à distância do rio, com exceção das morfoespécies: *Dirinaria sp.*, *Heterodermia sp.* e *Herpothallon roseocinctum*. Ao longo de todo o transecto realizado a área de cobertura líquênica não mostrou diferenças estatísticas significativas. Assim, o fator umidade pela proximidade do rio não se demonstrou influente para o acréscimo ou redução de substrato recoberto por líquens. A não observação desta variação na

distribuição pode ser suposta por dois fatores. Primeiramente, devido à área de amostragem, considerando um transecto de 50 metros de extensão. As áreas de floresta Ombrófila Mista são reconhecidamente úmidas, com elevada pluviosidade ao longo de todo o ano (Rondon-Neto et al., 2002; Borgo & Silva, 2003). Assim, a presença de um rio não seria a única fonte de umidade para o ambiente, de forma que a distância percorrida pode não refletir um gradiente real de variação neste parâmetro. Além disso, na área amostral, havia o predomínio de outras espécies arbóreas além de *A. angustifolia*. A composição vegetal, pela presença de copa e sombreamento do solo, pode ser um fator retentor de umidade, o que criaria microhabitats favoráveis ao desenvolvimento de líquens cortícolas (Friedel et al., 2006). Com isto, a homogeneidade ambiental também seria mantida e garantiria a continuidade de condições para um recobrimento liquênico similar em toda área amostral.

Em um ambiente de maior homogeneidade de parâmetros abióticos (e.g. umidade, incidência solar) cria-se um contínuo ambiental, em que há pequena diferenciação de características entre microhabitats. Com uma menor diferenciação, ampliam-se as condições ambientais para a conectividade e a dispersão dos organismos em uma determinada área (Vellend, 2010). E assim, as espécies que são capazes de coexistir sob as mesmas condições têm a mesma probabilidade de ocorrência em todo o ambiente e de recolonização ao longo do espaço-tempo (Vellend, 2010). Isto porque há maior capacidade dispersiva destes organismos, e esta capacidade pode ser refletida como o observado na similaridade de áreas de cobertura em todo o transecto avaliado.

Em contrapartida, foi observado que três morfoespécies tiveram diferenças significativas de distribuição e cobertura ao longo do transecto: *Dirinaria* sp., *Heterodermia* sp. e *Herpothallon roseocinctum*. As morfoespécies *Dirinaria* sp. e *Heterodermia* sp. são líquens de forma folhosa pertencentes à família Physciaceae, pouco estudada nos neotrópicos e com a descrição de apenas seis gêneros para o Brasil (Benatti & Marcelli, 2017). Estes gêneros são encontrados no Brasil em regiões de pluviosidade elevada e com ampla distribuição na Mata Atlântica (Cáceres, 2007; Benatti & Jungbluth, 2014; Benatti & Marcelli, 2017). Por sua vez, o gênero *Herpothallon*, pertencente à família Roccellaceae, é bem descrito quanto a sua distribuição no norte e nordeste brasileiros (Cáceres, 2007), mas pouco é descrito

para o sul do país (Käffer et al., 2011). Assim, podemos sugerir que apesar do gradiente não ter uma delimitação bem definida, há uma segregação por características intrínsecas destas morfoespécies.

Por fim, enfatizamos a relevância da condução de estudos a respeito da distribuição de mofoespécies de líquens cortícolas associados a araucárias. O entendimento dos parâmetros abióticos que determinam esta distribuição, bem como da área de cobertura para cada morfoespécie, pode ser fundamental para a compreensão da dinâmica deste ecossistema e da ecologia de cada associação simbiótica. Para isso, apontamos que a observação dos padrões de distribuição de líquens associados a araucária deve considerar outros parâmetros descritivos não inclusos no presente trabalho. Entre os fatores abióticos, uma maior diferenciação em gradiente de umidade, bem como disponibilidade de luz e característica do substrato. E como parâmetros bióticos, a observação da área de cobertura em outras fitofisionomias, como campos e nas proximidades de matas nebulares, pode ser relevante para a compreensão do papel ecológico que estes líquens exercem em relação à colonização de *A. angustifolia* como substrato.

Agradecimentos

Agradecemos à atenção e ao auxílio do professor Emerson Gumboski, pela identificação das morfoespécies de líquens apresentadas no trabalho e a Bruna de Ramos, pelo apoio no uso do software CPCe.

Referências

- Benatti M.N. & Jungbluth P. (2014) Physciaceae foliosas do Parque Estadual da Cantareira, Estado de São Paulo, Brasil. I. Gêneros Dirinaria, Hyperphyscia e Pyxine. *Iheringia, Série Botânica*, **69**, 17–27.
- Benatti M.N. & Marcelli M.P. (2017) Physciaceae foliosas do Parque Estadual da Cantareira, Estado de São Paulo, Brasil. II. Gêneros Heterodermia e Polyblastidium. *Iheringia, Série Botânica*, **72**, 255–266.

- Borgo M. & Silva S.M. (2003) Epífitos vasculares em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Curitiba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **26**, 391–401.
- Brodo I.M. (1973) Substrate Ecology. *The lichens* (ed. by V. Ahmadjian), pp. 401–441. ACADEMIC PRESS, INC.,
- Cáceres M.E.S. (2007) *Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil*.
- Friedel A., Oheimb G.V., Dengler J., & Härdtle W. (2006) Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens - A comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium*, **117**, 172–185.
- Gauslaa Y. (2014) Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *Lichenologist*, **46**, 1–16.
- Hinds J.W. & Hinds P.L. (2007) *The macrolichens of New England*. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Käffer M.I., Alves C., Cáceres M.E. da S., Martins S.M. de A., & Vargas V.M.F. (2011) Caracterização da comunidade liquênica corticícola de Porto Alegre e áreas adjacentes, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, **25**, 832–844.
- Käffer M.I., Koch N.M., Aptroot A., & de A. Martins S.M. (2015) New records of corticolous lichens for South America and Brazil. *Plant Ecology and Evolution*, **148**, 111–118.
- Kohler K.E. & Gill S.M. (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, **32**, 1259–1269.
- Lemos A., Käffer M.I., & Martins D.A. (2007) Composição e diversidade de líquens corticícolas em três diferentes ambientes : Florestal , Urbano e Industrial. *Revista Brasileira de Biociências*, **5**, 228–230.
- Medeiros J.D.D. (2005) Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. *Biotemas*, **18**, 33–50.

Rondon-Neto R.M., Watzlawick L.F., Caldeira M.V.W., & Schoeninger E.R. (2002) Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, situado em Criúva, RS - Brasil. *Ciência Florestal*, **12**, 29–37.

Vellend M. (2010) Conceptual Synthesis in Community Ecology. *The Quarterly Review of Biology*, **85**, 183–206.

Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N., Saveliev A.A., & Smith G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York, New York, NY.

Material suplementar



Legenda: 01:Chrysothrix sp.1, 02:Chrysothrix sp. 2, 03:Graphis sp., 04:Herpethallon cf. roseocinctum, 05:Herpethallon cf. rubrocinctum, 06:Phyllopsora sp., 07:Trypetheliaceae, 08: cf. Heterodermia, 09: cf. Lobariella sp., 10:Dirinaria sp., 11:Heterodermia cf. leucomela, 12:Heterodermia sp., 13:Parmotrema cf. clavuliferum, 14:Parmotrema sp.1, 15:Parmotrema sp.2, 16:Parmotrema sp.3, 17:Physcia sp., 18:Punctelia sp., 19:Ramalina sp., 20:Ramalina cf. sprengelii, 21:Ramalina cf. usnea, 22:Usnea cf. rubicunda, 23:Usnea sp.1, 24:Usnea sp.2, 25:Usnea sp.3