ANAIS DO I ENCONTRO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

X SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

XXVI SEMANA ALTO URUGUAI DO MEIO AMBIENTE

Erechim-RS, agosto de 2017

Organização:

URI ERECHIM

PPG *Ecologia* URI 10 ANOS

Apoios:

CAPES

FAPERGS

O conteúdo dos textos é de responsabilidade exclusiva dos (as) autores (as).
Permitida a reprodução, desde que citada a fonte

S612a Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental (10. : 2017 : Erechim, RS)
Anais [recurso eletrônico] : / Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental. – Erechim: EdiFAPES, 2017.

ISBN 978-85-7892-125-5

Modo de acesso:
<http://www.uricer.edu.br/site/informacao.php?id_sec=34>
Editora EdiFAPES (acesso em: 01 ago. 2017).

Evento realizado na Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim.
Com Anais / XXVI Semana Alto Uruguai do Meio Ambiente (SAUMA) – Anais / I Encontro Internacional de Ecologia e Conservação – Anais / II Workshop sobre Gestão e Conservação Ambiental do PPG Ecologia

"Organização: Luiz Ubiratan Hepp; Rodrigo Fornel"

1. Biodiversidade 2. Educação ambiental 3. Ecologia 5. Gestão ambiental I.Título

CDU: 504.06 (063)

Catalogação na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 10/1278

EDIFAPES

Livraria e Editora
Av. Sete de Setembro, 1621
99.709-910– Erechim-RS
Fone: (54) 3520-9000
www.uricer.edu.br

RESUMOS

A MATA ATLÂNTICA NOS TELEJORNAIS DA REDE GLOBO DE TELEVISÃO……09

A PERTURBAÇÃO DA FAUNA SILVESTRE EM CONSEQUÊNCIA DE ACIDENTES ENTRE VEÍCULOS E ANIMAIS NAS RODOVIAS BRASILEIRAS……..10

A PRESENÇA DE *Ceratium furcoides* (Levander) LANGHANS ESTÁ ASSOCIADA A BAIXA DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL?.....11

ANUROS EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DA FLORESTA NACIONAL DE PASSO FUNDO/RS……12

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO RIO VERMELHO NO MUNICÍPIO DE UNIÃO DA VITÓRIA-PR ATRAVÉS DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA……..…13

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DE CIPERMETRINA E DELTAMETRINA EM EMBRIÕES DE *Rhinella icterica* ……...…14

AVIFAUNA DA FUTURA RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL PAPAGAIOS-DE-ALTITUDE, LEVANTAMENTO PRELIMINAR……15

CHUVA DE SEMENTES DE *Araucaria angustifolia* EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTOMONTANA……16

COMPOSIÇÃO DA ANUROFAUNA EM AMBIENTES LÊNTICOS NATURAIS E ARTIFICIAIS…….....17

DIVERSIDADE DE NINFALÍDEOS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) DO NOROESTE E NORTE DO RIO GRANDE DO SUL……18

EFEITO DAS LAGOAS MARGINAIS ARTIFICIAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO……....19

EFEITOS DA PRESSÃO PREDATÓRIA (AVES E *Austrolebias minuano*) SOBRE A COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM EXPERIMENTO DE CAMPO……..…20

EFEITOS DE DOSES SUBLETAIS DO HERBICIDA ATRAZINA NA MORFOLOGIA ORAL DE *Physalaemus gracilis*……..……21

ESTUDO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DE ÁREAS AGRÍCOLAS E DE ÁREAS FLORESTADAS …….…..22

ETNOECOLOGIA PARA O CONTROLE DE *Hovenia dulcis* THUNB. (RHAMNACEAE)……23

INFLUENCIA DA COMPLEXIDADE AMBIENTAL SOBRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE AVES…….….24

INFLUÊNCIA DE *Pinus ellioti* NA COMPOSIÇÃO FUNCIONAL DE ODONATA NA FLORESTA NACIONAL DE SÃO FRANCISCO DE PAULA-RS……...25

INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE AVES FRUGÍVORAS E PLANTAS EM ÁREA DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL, SANTA MARIA – RS……..…26

DIVERSIDADE DE FAMÍLIAS DE PTERIDÓFITAS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO, RS……..27

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE *Akodon montensis* (RODENTIA: SIGMODONTINAE) …….…..28

MONITORAMENTO DA POPULAÇÃO DE *Amazona vinacea* NO BRASIL ……29

O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA E SUA APTIDÃO PARA BIOMONITORAMENTO DE ARROIOS DE PEQUENA ORDEM ……30

O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA: FERRAMENTA ADEQUADA PARA AVALIAR IMPACTOS SOBRE ARROIOS DE BAIXA ORDEM?.....31

QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIACHOS COM MATA CILIAR PRESRVADA E RIACHOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS NA REGIÃO DAS MISSÕES……..…32

QUALIFICAÇÃO PARA REALOCAÇÃO DE MYRTACEAE NA COLEÇÃO REGULAR DO HERBÁRIO PROF. ALARICH R.H. SCHULTZ (HAS): UM BREVE EXEMPLO DA IMPORTÂNCIA DA MANUTENÇÃO DE COLEÇÕES……..33

RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO E FATOR DE CONDIÇÃO DE DUAS ESPÉCIES DE *Characidium* (CHARACIFORMES: CRENUCHIDAE) DA MATA ATLÂNTICA PAULISTA ……..34

ANÁLISE FENOLÓGICA DE ESPÉCIES DA FAMÍLIA ASTERACEAE NO BIOMA PAMPA ……35

BIOLOGIA REPRODUTIVA E ALIMENTAR DE *Leptodactylus mystacinus* (AMPHIBIA, ANURA) EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL….….36

Furnarius rufus (AVES: FURNARIIDAE) PODE SER CONSIDERADA UMA ESPÉCIE TERRITORIALISTA?.....37

VARIAÇÃO ONTOGENÉTICA NA DIETA DE *Heptapterus mustelinus* EM ARROIOS DE CABECEIRA DO SUL DO BRASIL……..…38

ARTIFICIAL PERCHES FOR ECOLOGICAL RESTORATION: THE CONTRIBUTIONS OF BRAZILIAN UNIVERSITIES ……..…39

DESINFECÇÃO DE ÁGUA CONTAMINADA COM Escherichia coli ATRAVÉS DE RADIAÇÃO UV……...40

EFEITO DO COBRE SOBRE OS NÍVEIS DE CATALASE EM *Aegla* (*CRUSTÁCEA, ANOMURA*)……..……41

A UNIÃO FAZ A FORÇA: ATIVIDADE SINÉRGICA ENTRE HIFOMICETOS AQUÁTICOS *E Phylloicus sp.* ACELERA A DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES…….....42

EDUCAÇÃO E MOBILIZAÇÃO SOCIAL EM SANEAMENTO AMBIENTAL …….….43

EDUCAÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA - UMA EXPERIÊNCIA COM ESTUDANTES DO CURSO NORMAL……44

O QUE PENSAM OS ESTUDANTES DO OESTE DE SANTA CATARINA SOBRE AS PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA?.....45

PERCEPÇÕES DE ESTUDANTES SOBRE OS BIOMAS DO SUL DO BRASIL: SUBSÍDIOS PARA PROCESSOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL ……46

PREFERÊNCIA VISUAL DA PAISAGEM POR AGRICULTORES FAMILIARES DO SUL DO BRASIL ……47

TRILHA ECOLÓGICA COMO INSTRUMENTO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ÁREA VERDE DA URI - CAMPUS DE SANTO ÂNGELO – RS……...….48

RECUPERAÇÃO DA ÁREA DEGRADADA POR SUPRESSÃO VEGETAL ILEGAL.…49

RESTAURAÇÃO AMBIENTAL DE UMA ÁREA EM QUE HOUVE A DRENAGEM DE UM BANHADO……...50

LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA DE GESTÃO……..…51

O PROGRAMA ALERTA AMBIENTAL COMO FERRAMENTA DE EDUCOMUNICAÇÃO NA REGIÃO DO ALTO URUGUAI GAÚCHO…….……52

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES DE OCOTEA AUBL.(LAURACEAE) NA AMÉRICA DO SUL……..……53

ARTIGOS COMPLETOS

PERCEPÇÃO DE AGRICULTORES SOBRE A MUDANÇA NA PAISAGEM DO SUL DO BRASIL……....54

TRILHA ECOLÓGICA COMO INSTRUMENTO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ÁREA VERDE DA URI – CAMPUS DE SÂNTO ANGELO – RS……...…61

LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO AMBIENTAL URBANO…...…….....……69

SEMANA DO MEIO AMBIENTE: PROMOVENDO O CONTATO DO LÚDICO COM O SUSTENTÁVEL……..……..…..77

A BIODIVERSIDADE NOS TELEJORNAIS DA REDE GLOBO DE TELEVISÃO..……82

DIVERSIDADE DE COLEÓPTEROS EM UM FRAGMENTO URBANO DE MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO, RS……...……...89

DIMORFISMO SEXUAL NA FORMA DA ASA E NO TERCEIRO PAR DE PERNAS DE *Belostoma angustum*……..……...97

INTEGRAÇÃO MORFOLÓGICA NO SINCRÂNIO DE CAVIA (*RODENTIA: CAVIIDAE*)…….....103

ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVA E EXÓTICA DE FLORESTAS RIBEIRINHAS SOB CONDIÇÕES DE INUNDAÇÃO……..…111

GESTÃO E CONSEVAÇÃO DE PTERIDÓFITAS EM UM FRAGMENTO DE MATA..119

O TRATAMENTO DE EFLUENTES COM WETLANDS PODE SER CONSIDERADO UM MÉTODO EFICIENTE?.....125

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO COMPONENTE ARBÓREO REGENERANTE EM ÁREAS COM DIFERENTES USOS DA TERRA……...133

ARQUITETURA DE COPA COMO FERRAMENTA PARA IDENTIFICAÇÃO DE GRUPOS FENOLÓGICOS NA CAATINGA……...140

COMPARAÇÃO DE MÉTODOS PARA SUPERAÇÃO DE DORMÊNCIA DE *Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze*…….…....145

FAUNA ASSOCIADA À SERAPILHEIRA DE UM FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA E AGRICULTURA IMPLANTADA……...…..151

USO E COBERTURA DA TERRA NAS ÁREAS VERDES PÚBLICAS DO PERÍMETRO URBANO DE ERECHIM, RS……..….157

BIODISPONIBILIDADE DE CÁDMIO E CHUMBO NA CULTURA DE ERVA-MATE…….165

EFEITOS DO TIPO DE SUBSTRATO E USOS DA TERRA SOBRE LARVAS DE TRICHOPTERA EM RIACHOS……..…….171

DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE UM TRECHO SUPERIOR DO MÉDIO URUGUAI..……..……178

A PRESENÇA DE *Hovenia dulcis* NA VEGETAÇÃO RIPÁRIA ALTERA A DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA EM RIACHOS SUBTROPICAIS……...186

USO E COBERTURA DA TERRA E DECLIVIDADE NA REGIÃO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL……193

EFEITO LETAL DO FUNGICIDA TEBUCONAZOLE EM EMBRIÕES E LARVAS DE *Physalaemus gracilis*……..202

USOS DA TERRA E TIPO DE SUBSTRATO INFLUENCIAM GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS DE CHIRONOMIDAE?.....210

BIOACUMULAÇÃO DE COBRE E ZINCO EM DUAS ROTAS ALIMENTARES DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS…….217

DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERANTE NATIVO APÓS 10 ANOS DO EVENTO REPRODUTIVO DE *Merostachys multiramea* HACK……....224

IMPORTÂNCIA DE DUAS PALMEIRAS CHAVE NA MATA ATLÂNTICA SUBTROPICAL…….232

EFEITO DE SECA PROLONGADA SOBRE A VARIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO……..239

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL…….247

COMPARAÇÃO DA MORFOLOGIA CRANIANA ENTRE TRÊS ESPÉCIES DE TRINOMYS (RODENTIA: ECHIMYIDAE) AO LONGO DO SEMIÁRIDO E FLORESTA……....255

ENTOMOFAUNA EDÁFICA DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA……..262

ENVIRONMENTAL EFFECTS ON AQUATIC INVERTEBRATE FUNCTIONAL GROUPS IN SOUTH BRAZILIAN CAMPOS LANDSCAPES……..…….…..269

ANÁLISE COMPARATIVA DO EFEITO DO TAMANHO DAS MALHAS DE PENEIRAS NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE POLYCHAETA EM UM ESTUÁRIO TROPICAL…….……...276

ASPECTOS FLORESTAIS DE ÁREAS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE MANEJO NO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS, SC…….283

MASTOFAUNA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ARACURI – RS……....291

AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO EM Artemia salina EXPOSTA A DOIS INSETICIDAS PIRETROIDES……..…..297

ARTROPODOFAUNA DO SUB-BOSQUE DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO/RS…….304

DETERMINAÇÃO DE MÉTRICAS PARA AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE RIACHOS E ZONAS RIPÁRIAS……...……312

ASSOCIAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM OS VISITANTES FLORAIS DE FLORES DE Brassica napus L. VAR. OLEIFEIRA……...320

DISTRIBUIÇÃO E HÁBITOS ALIMENTARES DE PEIXES DA FAMÍLIA CHARACIDAE (ACTINOPTERYGII: CHARACIFORMES) EM UM RIACHO SUBTROPICAL ALTAMENTE IMPACTADO……..……..327

USO DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Cymbopogonnardus* (L.) NO CONTROLE DE PRAGAS VISANDO A REDUÇÃO DO USO DE AGROTÓXICOS……..336

ATRIBUTOS FUNCIONAIS DO COMPONENTE ARBÓREO REGENERANTE EM ZONAS RIPÁRIAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E IMPLANTADA…….344

CONCENTRAÇÃO DE CROMO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL……...…….....351

DIVERSIDADE DE ANUROFAUNA NA ESEC DE ARACURI……...358

DIVERSIDADE DA AVIFAUNA EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL…….365

ABUNDÂNCIA DE MOLUSCOS EXÓTICOS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO DURANTE PERÍODO DE SECA EXTREMA……..……...373

DIVERSIDADE DE INVERTEBRADOS EDÁFICOS EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DE MATA ATLÂNTICA EM SANTO ÂNGELO- RS…….380

RESPOSTA DO FITOPLANCTON ÀS MUDANÇAS INDUZIDAS PELO HOMEM EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM DIFERENTES USO DO SOLO…….....389

PRODUÇÃO DE ÉSTERES A PARTIR DE ÓLEO ESSENCIAL DE CITRONELA VIA ESTERIFICAÇÃO ENZIMÁTICA EM SISTEMA LIVRE DE SOLVENTE…….....397

TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE CITRONELA (*Cymbopogon winterianus*) ESTERIFICADO SOBRE LARVAS DE *Artemia salina*……..……403

TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Cymbopogon winterianus* SOBRE LARVAS DE *Artemia salina*……..409

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Baccharis trimera* (LESS.) DC EM NAUPLIOS DE Artemia salina……416

VARIABILIDADE GENÉTICA EM POPULAÇÕES DE *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815) COM OCORRÊNCIA NO SUL DA REGIÃO NEOTROPICAL……...422

A MATA ATLÂNTICA NOS TELEJORNAIS DA REDE GLOBO DE TELEVISÃO

Magda Nilce Roman Jarozeski[1]
Fabíula Paula Warnava[2]
Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[2]

Este estudo caracteriza-se como uma pesquisa documental, e tem por objetivo avaliar o conteúdo sobre o bioma Mata Atlântica, veiculado pela Rede Globo de Televisão, no período de 2004 a 2016. A pesquisa abrangeu as matérias que trataram sobre o bioma exibidas por sete telejornais (Bom Dia Brasil, Globo Repórter; Globo Rural, Jornal Nacional, Jornal da Globo, Jornal Hoje e Fantástico). No cenário brasileiro, na comunicação de massa, a televisão se destaca em função de alguns fatores: i) sua abrangência e alcance em todo o território nacional; ii) facilidade de compreensão da linguagem; iii) poder de influenciar hábitos e costumes. O estudo foi realizado em algumas etapas. Na 1ª Etapa foi obtida a cópia na Web (https://globoplay.globo.com/) das matérias exibidas pelos telejornais que abordaram o tema em estudo. Na sequência foi realizada: i) a transcrição dos textos das matérias buscando registrar o discurso materializado, enquanto palavra; ii) a identificação do tempo de duração das matérias, seus formatos, assuntos desenvolvidos e vozes presentes nos discursos. Na 2ª Etapa proc edeu-se a análise lexical do conteúdo, com auxílio do Software Alceste (Analyse Lexicale par Contexte d'un Ensemble de Segments de Texte), avaliando as ideias mais frequentes em cada programa, diante do tema. O conteúdo de cada matéria também foi submetido a um processo de análise em relação à qualidade científica, atualização, clareza e adequação da linguagem, contextualização sociocultural, suficiência da informação e conhecimentos prévios exigidos para acompanhar o conteúdo. No período de estudo foram identificadas 35 matérias sobre a Mata Atlântica, totalizando 2h 19min 45s para o tratamento do tema. As matérias sobre a Mata Atlântica: i) enfatizaram as ameaças ao bioma: exploração ilegal de madeira, caça, atividades de mineração e produção de carvão; ii) reduzem a Mata Atlântica aos ecossistemas florestais a ela associados. As restingas, manguezais e campos de altitude a ela pertencentes, não são apresentados como pertencentes ao bioma; iii) destacam a importância da Mata Atlântica para atividades de contemplação da natureza, lazer e turismo, em especial nas Unidades de Conservação; iv) No geral são apresentadas espécies símbolos de animais como prioridade para conservação; v) Os programas não exibem nas imagens a localização da Mata Atlântica, no território Brasileiro. Por meio da análise de conteúdo identificou-se que os programas apresentam clareza e adequação da linguagem e não exigem conhecimentos prévios dos ouvintes para a compreensão do conteúdo apresentado. Porém o tema é tratado de modo restrito. As matérias exibidas no Globo Repórter apresentam potencial para uso em contextos de educação ambiental formal.

Palavras-chaves: Educação ambiental. Mídia. Comunicação. Rede globo. Bioma.

[1] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões- URI (magda.roman015@gmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI .

A PERTURBAÇÃO DA FAUNA SILVESTRE EM CONSEQUÊNCIA DE ACIDENTES ENTRE VEÍCULOS E ANIMAIS NAS RODOVIAS BRASILEIRAS

Fernando Wons[1]
Natália Cristine Ficanha[2]

As rodovias ocupam uma área considerável do ambiente terrestre, sendo projetadas de forma antropocêntrica, muitas vezes cruzando trechos de remanescentes florestais, visando promover ou acelerar o desenvolvimento econômico. Este trabalho objetivou avaliar os impactos causados pelas rodovias brasileiras na fauna silvestre. Para tanto, foi efetuada uma revisão bibliográfica sobre o assunto. As rodovias causam impactos significativos na fauna, como perda de habitat, atropelamentos, extinção de espécies devido à formação e barreiras geográficas, facilitam a introdução de espécies exóticas, perturbam a distribuição de populações vegetais e animais, além de alterarem o comportamento destes últimos. As rodovias afetam cada grupo animal de forma específica, formando barreiras intransponíveis para alguns, dificultando a passagem para outros ou facilitando a disseminação de espécies generalistas, empobrecendo, assim, o ambiente. Existem poucos estudos de quantificação do número de animais atropelados, o mais importante deles foi feito pelo Grupo de Pesquisa em Ecologia de Estradas – GPEES da Universidade Federal de Lavras, o qual lançou o aplicativo Urubu Mobile, que pode ser instalado em qualquer *smartphone* para coleta e envio de imagens de animais silvestres atropelados. Os dados mostram que mais de 15 animais são atropelados por segundo no Brasil, a maioria invertebrados (90%), seguido por vertebrados de médio porte (9%) e vertebrados de grande porte (1%). Com a coleta de dados é possível sugerir diversas medidas mitigatórias, como a instalação de cercas, passagens de fauna, redutores de velocidades e melhor sinalização das vias. Porém, alguns estudos indicam que muitas medidas são ineficazes ou inadequadas, como por exemplo a construção de túneis ondulados ou que acumulam água ou areia, o que dificulta a passagem de certos grupos animais. Concluímos com este estudo que diminuir a zero o atropelamento da fauna e outros impactos causados pelas rodovias é inviável, no entanto existem muitas medidas que devem e precisam ser tomadas, porém apenas devem ser colocadas em prática após muito planejamento e estudo.

Palavras-chaves: Estradas. Atropelamentos. Fauna silvestre. Passadores de fauna. Medidas mitigatórias.

[1] Departamento de Meio Ambiente - Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Turismo e Meio Ambiente (fernandowons@gmail.com).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCiAmb, Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo.

A PRESENÇA DE *Ceratium furcoides* (LEVANDER) LANGHANS ESTÁ ASSOCIADA A BAIXA DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL?

Vanessa Bahú Rovêa[1]
Alfonso Pineda[2]
Luzia Cleide Rodrigues[2,3]
Jacir Dalmagro[1]
Gilza Maria De Souza-Franco[4]

A introdução de espécies invasoras em ambientes aquáticos naturais, tem acarretado alterações na funcionalidade do ecossistema, extinções de espécies nativas e prejuízos econômicos e sociais. Pouco é conhecido sobre o potencial invasor de microrganismos, os fatores que favorecem o seu desenvolvimento e os efeitos que podem ter sobre o ecossistema. *Ceratium* é um dinoflagelado considerado invasor na América do Sul e vem sendo observado com maior frequência em ambientes aquáticos continentais indicando um processo de expansão geográfica. Nosso objetivo foi investigar os fatores que favorecem o desenvolvimento de *Ceratium furcoides* e a relação entre sua ocorrência e os atributos ecológicos da comunidade fitoplanctônica. Para isso, usamos dados de fitoplâncton de diferentes zonas (lótica, transição e lacustre) de um reservatório subtropical situado no rio Chapecó (26º40'S; 52º33'O) obtidos entre 2004 a 2017. O primeiro registro de *C. furcoides* neste reservatório foi em 2014. Utilizamos análise de redundância (RDA) para determinar os fatores estruturadores da comunidade fitoplanctônica, e analisar a distribuição dos táxons em relação à chegada da espécie invasora. Realizamos ANOVA one-way para investigar diferenças na riqueza de espécies, abundância e diversidade (índice de Shannon) fitoplanctônica, antes e depois da chegada de *C. furcoides*. Foram registrados 333 táxons. A RDA mostrou que as variáveis ambientais explicaram 18,6% da variação da abundância fitoplanctônica ($F=1,67$; $p<0,001$), sendo a condutividade, clorofila, temperatura e alcalinidade os fatores mais importantes. Embora a RDA não tenha mostrado uma clara separação entre os períodos antes e depois do registro de *C. furcoides*, o período após a chegada desta espécie apresentou menores valores de riqueza ($F=12,18$; $p<0,001$) e diversidade ($F=10,71$; $p<0,005$). A redução da diversidade fitoplanctônica no reservatório pode ter favorecido o estabelecimento de *Ceratium*. A ausência de correlação entre a abundância de *Ceratium* e as variáveis ambientais avaliadas, aliado a presença deste táxon na região lótica a montante, sugere que sua permanência no reservatório pode estar sendo determinada por processos regionais associados a dispersão. Estudos de larga escala espacial são necessários para determinar as fontes de dispersão desses organismos.

Palavras-chave: Espécie invasora; Dinoflagelado; América do Sul.

[1] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó, Chapecó, Santa Catarina, Brasil.
[2] Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil.
[3] Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil.
[4] Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS, Campus Realeza, Rua Edmundo Gaievski, 1000, Realeza, PR, Brasil.

ANUROS EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DA FLORESTA NACIONAL DE PASSO FUNDO/RS

Natália Cristine Ficanha[1]
Noeli Zanella[2]
Carmen Sílvia Busin[2]
Vanessa Lando Bortoncello[2]
Juciela Cicheleiro[2]
Fernando Wons[3]

A América do Sul é o continente que abriga a maior diversidade de anfíbios do mundo, sendo que o Brasil apresenta a mais diversa anurofauna conhecida, com sua maioria endêmica. Atualmente, das 1080 espécies de anfíbios brasileiros, 1039 são anuros. Anfíbios são vulneráveis às alterações no ambiente, por consequência disto, diversas espécies deste grupo podem ter desaparecido antes mesmo de terem sido descritas, visto que são diretamente afetadas pelas ações antrópicas. Este estudo teve como objetivo verificar a riqueza de anuros em diferentes áreas de uma Unidade de Conservação (Floresta Nacional de Passo Fundo, FLONA). O estudo de campo foi realizado nos dias 23 e 24 de março de 2017, em uma área de recurso hídrico, em um transecto e em três diferentes fitofisionomias (Floresta de Araucária, Floresta de Pinus e Floresta de Mata Nativa). A diversidade foi avaliada através da taxa de captura de espécimes em armadilhas pitfall, procura ativa e transecto. Identificamos 31 espécimes, distribuídos nas famílias: Hylidae (Dendropsophus minutus e Aplastodiscus perviridis), Leptodactylidae (Leptodactylus latrans, Physalaemus cuvieri, e Physalaemus gracilis), Bufonidae (Rhinella henseli) e Cycloramphidae (Odontophrynus americanus). Leptodactylidae apresentou maior riqueza, com três espécies encontradas. A espécie registrada que apresentou maior abundância, compreendendo todos os métodos de coleta, foi a *Physalaemus cuvieri*, representando 38,7% das capturas. Quando comparadas às outras metodologias, armadilhas de interceptação e queda foram as mais efetivas para a captura, representando 77,4% do total de indivíduos coletados. Apesar dos poucos dados obtidos, percebemos que as diferentes fitofisionomias interferiram na riqueza dos anfíbios encontrados. Entretanto, sugerimos a ampliação da amostragem por um período de tempo maior.

Palavras-chaves: Diversidade. Anurofauna. Unidade de conservação. Distribuição.

[1] Instituto de Ciências Biológicas - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - Universidade de Passo Fundo (natalia.ficanha@hotmail.com).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCiAmb, Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo.
[3] Departamento de Meio Ambiente - Prefeitura Municipal de Marau, RS.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO RIO VERMELHO NO MUNICÍPIO DE UNIÃO DA VITÓRIA-PR ATRAVÉS DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Alcemar Rodrigues Martello[1]
Mateus Maurer[2]

A ocupação urbana e as modificações na paisagem provocam mudanças nas relações ecológicas dos rios, alterando o regime fluvial, a disponibilidade dos habitats e a composição trófica do ambiente aquático. Nesse sentido, Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PARs) têm sido propostos para diagnosticar parâmetros qualitativos do meio, de forma integrada, que determinam os condicionantes físicos dos rios. O objetivo deste estudo foi avaliar o estado de conservação de alguns trechos do rio Vermelho no município de União da Vitória-PR baseado no Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR), desenvolvido por Hannaford et al. (1997) adaptado por Callisto (2002). O Rio Vermelho desde a sua nascente até a foz encontra-se inserido numa matriz agrícola, de pastagem e de ocupação urbana. Foram analisados seis segmentos através da aplicação do protocolo fornecendo categorias sobre cada local amostrado. Com base nos dados obtidos pela aplicação do PAR, os trechos analisados apresentaram particularidades quanto às características ambientais, sendo classificados em natural e alterado. No sentido nascente-foz, os trechos 1 a 3 foram classificados em natural. Apesar da inserção destes trechos do rio numa área agrícola e de pastagem, as suas características ambientais estavam preservadas. Os trechos 4 a 6 foram classificados em alterados, encontrando-se inseridos em área urbana e apresentando alterações provocadas por alguma atividade antrópica. Esta variação entre os dois agrupamentos dos trechos é oriunda da alternância entre campos de pastagem e vegetação nativa e/ou secundária e as ocupações antrópicas. A utilização deste protocolo forneceu informações de maneira rápida e eficiente, que poderão ser utilizadas pelo poder público na previsão da influência negativa da ocupação urbana sobre as condições ambientais do rio Vermelho.

Palavras-chaves: Protocolos rápidos. Rios. Ocupação urbana. Monitoramento. Avaliação ambiental.

[1] BIOLOGIA - UNESPAR (armartello@hotmail.com).
[2] Curso de Ciências Biológicas - UNESPAR/União da Vitória.

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DE CIPERMETRINA E DELTAMETRINA EM EMBRIÕES DE *Rhinella icterica*

Natani Macagnan[1]
Cassiane Kolcenti[2]
Camila Rutkoski[3]
Guilherme Vanzetto[4]
Luan Macagnan[5]
Paola Sturza[3]
Paulo Hartmann[3]
Marilia Hartmann[3]

A cipermetrina e deltametrina são inseticidas muito utilizados na agricultura. São classificados pela ANVISA como Classe II-altamente tóxica e Classe III-medianamente tóxica, respectivamente. Ambos apresentam baixa toxicidade para mamíferos e pássaros, mas são tóxicos para peixes, invertebrados aquáticos e podem exercer efeitos neurotóxicos e cardiotóxicos nos animais vertebrados. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a toxicidade aguda das formulações comerciais da cipermetrina e deltametrina em embriões de anfíbios da espécie *Rhinella icterica*. As desovas foram coletadas em lago na Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Erechim. Testes com embriões (fase 17-19; Gosner, 1960) foram realizados em placas de cultura celular contendo 24 poços, durante 96 horas. Cada poço foi preenchido com 2 mL de solução contendo o agrotóxico testado. Para cada concentração foram expostos 40 embriões, mais oito embriões controle e 48 embriões somente como controle. Foram testadas as concentrações 0,5; 1,0 e 1,5 mg/L de cipermetrina e 0,01; 0,05 e 0,1 mg/L de deltametrina. Os embriões foram observados diariamente quanto à letalidade. Os resultados da CL50 foram analisados pelo método Trimmed Spearman-Karber. A avaliação de risco agudo foi calculada através do quociente de risco (QR), obtido pela concentração estimada do contaminante no ambiente, dividida pela CL50. O nível máximo de cipermetrina encontrado na área de ocorrência da espécie foi de 0.194 mg/L e de deltametrina de 0,0005 mg/L. A CL50;96h de cipermetrina foi de 1,37 mg/L e deltametrina foi de 0,16 mg/L. De acordo com GHS, a cipermetrina apresentou média toxicidade e a deltametrina alta toxicidade, mostrando que ambos são tóxicos para a espécie testada. Na avaliação de risco ecológico, o QR estimado para cipermetrina foi de 0,14 e da deltametrina 0,003, sendo inferior ao nível de preocupação (LOC=0,5), para os agrotóxicos testados. Nesta análise, usaram-se as concentrações de agrotóxicos publicadas na literatura, que podem não condizer com os níveis presentes nos habitats de anfíbios. Por isso, a avaliação de risco pode estar subestimada. Além disso, esses inseticidas podem ser encontrados na água em doses sub-letais e causar efeitos crônicos em organismos não-alvo. São necessários mais estudos ecotoxicológicos para compreender o efeito dos agrotóxicos em diferentes espécies de animais.

Palavras-chaves: Agrotóxicos. Anfíbios. Risco ecológico. Concentração letal média. Ecotoxicologia.

[1] Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim (natani-nati@hotmail.com).
[2] Curso de Engenharia Ambiental - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim.
[3] Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim.
[4] Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Passo Fundo.
[5] Curso de Agronomia - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim.

AVIFAUNA DA FUTURA RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL PAPAGAIOS-DE-ALTITUDE, LEVANTAMENTO PRELIMINAR

Luis Eduardo Silva Dos Santos[1]
Nêmora Pauletti Prestes[2]
Thuani Luísa Saldanha Wagener[3]
Rauter R. Da Silva[4]

O crescimento da pesquisa ornitológica em Santa Catarina vem sendo destacado em diversos trabalhos. Entretanto se sabe que o conhecimento da avifauna catarinense ainda está aquém de outros estados, tais como Rio Grande do Sul e Paraná. O presente trabalho tem como objetivo obter uma lista completa das espécies de aves que ocorrem na futura Reserva Particular do Patrimônio Natural Papagaios de Altitude, no município de Urupema, Santa Catarina. Para o inventariamento da avifauna, o método qualitativo foi selecionado, o qual consistiu em observações não sistemáticas das aves, percorrendo os diferentes ambientes fitofisionômicos, utilizando binóculo Sumax 8x 40 mm, câmera Sony HX-300 e seus dados registrados em planilhas de campo. Até o momento foram realizadas 216 horas de observação, sendo que as amostragens foram realizadas de janeiro a julho, cinco dias por semana de cada mês. As observações foram feitas entre 6:00 h e 17:30 h, abrangendo o período de maior atividades das aves. Até o momento foram registradas 108 espécies pertencentes a 41 famílias, dentre as quais a família Tyrannidae (12) possui o maior número de representantes. Espécies consideradas ameaçadas de extinção pela International Union for Conservation of Nature e Fundação do Meio Ambiente foram registradas na área tais como: *Amazona vinacea* (EN, EN), *Amazona pretrei* (EN, VU), *Cinclodes pabsti* (NT), *Clibanornis dendrocolaptoides* (NT), *Picumnus nebulosus* (NT), *Piculus aurulentus* (NT). Além de espécies endêmicas como o C. pabsti, que ocorre nas regiões dos campos de cima da serra do nordeste do Rio Grande do Sul, no Planalto Serrano no sudeste de Santa Catarina e em Minas Gerais na Serra do Cipó. Espera-se que ao decorrer do trabalho o número de espécies seja ampliado, sendo possível registrar espécies ameaçadas como: *Spizaetus ornatus*, *Xanthopsar flavus*, *Scytalopus pachecoi*, *Urubitinga coronata*, uma vez que o estado de Santa Catarina apresenta um dos mais significativos percentuais de floresta atlântica do país, o que nos mostra que a área de estudo merece uma atenção especial vista que serve de refugio para diversas espécies.
Palavras-chaves: Avifauna. Qualitativo. Ameaçadas. Endemismo. Conservação.

[1] Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo (bida_165@yahoo.com.br).
[2] Institudo de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo.
[3] - Universidade Federal de Santa Maria.
[4] - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e Missões.
Apoio Financeiro: capes

CHUVA DE SEMENTES DE *Araucaria angustifolia* EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTOMONTANA

Vanessa Lando Bortoncello[1]
Jaime Martinez[2]
Nilva Gema Lando Bortoncello[2]
Natália Cristine Ficanha[2]

O Brasil abriga grande diversidade florística, sendo a Floresta Ombrófila Mista inconfundível fisionomicamente devido à presença da *Araucaria angustifolia*, espécie típica dessa região fitoecológica. Essas formações florestais são importantes para o recrutamento de sementes de espécies florestais. Assim como o recrutamento, espera-se que a chuva de sementes também ocorra de modo diferenciado nessas áreas, que podem ser consideradas facilitadoras de colonização de espécies florestais e parecem essenciais à atração de animais dispersores. Uma forma de avaliar os processos iniciais de dispersão em ambientes florestais é por meio da análise da chuva de sementes, que pode expressar a dinâmica natural da vegetação, sendo um indicador do potencial de resiliência de uma comunidade. Através da amostragem em uma área remanescente de Floresta Ombrófila Mista Altomontana, este estudo tem como objetivo estimar a quantidade de sementes de *A. angustifolia* que chega até o solo da floresta, estando disponível para a fauna silvestre. O estudo está sendo realizado na Reserva Natural Papagaios de Altitude, no Estado de Santa Catarina, área que compreende altitudes entre 1322 a 1451 m, abrangendo 46,8 ha. A coleta de dados teve início em janeiro de 2017 e se estenderá até novembro de 2017. Para avaliar a chuva de sementes do pinheiro-brasileiro sobre o solo, foram instalados coletores de sementes com área de 1 m² posicionados em parcelas demarcadas no interior da floresta. Até o momento, 21 parcelas foram amostradas, completando 63 coletores e 63 m² amostrados. A primeira revisão dos coletores para avaliação da chuva de sementes foi realizada em junho de 2017, quando foram encontradas 624 sementes, totalizando 4,76 kg. Na primeira revisão haviam 48 coletores instalados, totalizando 48 m² amostrados, sendo que o número total de sementes coletadas correspondeu a uma média de 992 kg/ha. Já na segunda revisão, no mês de julho de 2017, haviam 63 coletores instalados, sendo que 65 sementes foram encontradas, um total de 535 g/ha. A constatação de que a chuva de sementes de *A. angustifolia* ocorre de forma abundante e apresenta padrões específicos conforme a estrutura da vegetação aponta para o forte potencial de dispersão de sementes da espécie pela fauna.

Palavras-chaves: Dispersão. Fauna silvestre. Chuva de sementes. Coletores. Araucaria angustifolia.

[1] Instituto de Ciências Biológicas - ICB - Universidade de Passo Fundo - UPF (nessa_bortoncello@hotmail.com).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCiAmb, Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo – UPF.

COMPOSIÇÃO DA ANUROFAUNA EM AMBIENTES LÊNTICOS NATURAIS E ARTIFICIAIS

Bruna Velasco Da Luz[1]
Vanessa Dos Anjos Baptista[2]

No Brasil, os anfíbios anuros são os mais conhecidos e também os mais abundantes na natureza, e podem ser encontrados em todos os biomas do país. São animais de extrema importância na natureza, uma vez que desempenham um significativo papel na cadeia alimentar. No entanto, ações como poluição, efeito de pesticidas e desmatamento, estão reduzindo o número de indivíduos, os registros de declínios de anfíbios, na maioria das vezes está associado à perda de habitat. Neste contexto este estudo propôs inventariar o levantamento de espécies, em ambientes lênticos naturais e artificiais, ao longo da rodovia de Integração entre as cidades de Santiago e São Borja, foram feitas coletas em 15 banhados e 15 açudes, a amostragem da riqueza e abundância foi através de encontro visual (busca pelos indivíduos em galhos, folhiço e vegetação em geral) e auditiva. Registramos 12 espécies de anuros pertencentes a três famílias, onde a família com mais representatividade foi a Hylidae, e os indivíduos da espécie *Dendropsophus minutus* foram mais abundantes durante o estudo, que juntamente com *Hypsiboas pulchellus*, *Scinax fuscovarius*, *Scinax granulatus* e *Physalaemus cuvieri*, estão em inúmeras pesquisas sobre a composição de anurofauna do Rio Grande do Sul. As características físico-químico da água também foram amostradas, a partir delas explica-se a estrutura e a composição dos anuros em cada ponto, uma vez que a temperatura e o TDS (total de sólidos dissolvidos) interferem diretamente nos resultados para abundância, e que a partir de testes estatísticos estabeleceu-se que neste presente estudo não há diferença significativa para abundância de anfíbios anuros entre açudes e banhados. O número de indivíduos foi relativamente baixo, diante do número de pontos amostrados, possivelmente associado aos impactos ambientais causados pela agricultura e pecuária. Contudo, concluímos a importância de trabalhos como este, com informações locais, fornecendo uma lista de espécies ocorrentes nesta região, para pesquisas futuras e havendo estudos relativos a métodos para a sua conservação.

Palavras-chaves: Anuros. Vocalização. Bioma pampa.

[1] Ciências Biológicas - URI (brunavelascodaluz@live.com).
[2] Ciências Biológicas - URI - Santiago.
Apoio Financeiro: FAPERGS

DIVERSIDADE DE NINFALÍDEOS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) DO NOROESTE E NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

Ricardo Giovenardi[1]
Lígia Maria Antunes Portela[2]
Thamyrys Pinho Da Silva[2]
Alex Pinheiro Vizzotto[2]

Documentar dados sobre a biodiversidade é extremamente importante para ligar o conhecimento científico com a tomada de decisões em prol da conservação, e os inventários de fauna tem como resultado listagens de espécies, possibilitando o monitoramento dos grupos ao longo do tempo. O presente trabalho teve como objetivos (i) caracterizar a fauna de Nymphalidae em remanescentes florestais em uma paisagem fragmentada que sofre forte pressão antrópica, (ii) estimar a riqueza de borboletas da paisagem e (iii) acrescentar informações sobre a biodiversidade do bioma Mata Atlântica, provendo subsídios para sua conservação. O estudo foi realizado em sete fragmentos florestais localizados no noroeste do estado: Parque Estadual do Turvo (PET), Reserva Biológica Municipal Moreno Fortes (RBMF), Mata de Iraí (MI), fragmento de mata do Colégio Agrícola de Frederico Westphalen (CAFW), fragmento de mata próximo a Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Parque Municipal Arcângelo Busatto (PMAB) e Santuário de Schoenstatt (SS). Com a análise dos trabalhos já publicados para as localidades e 24 horas-rede de amostragens complementares, foram registradas 147 espécies/subespécies de borboletas, das quais, 36 Satyrinae (21,42%), 35 Biblidinae (20,83%), 22 Nymphalinae (13,09%), 14 Morphinae (12,5%), 10 Ithominae (5,95%), 10 Limenitidinae (5,95%), 8 Charaxinae (4,76%), 5 Apaturinae (2,97%), quatro Danainae (2,38%) duas Cyrestinae (1,19%) e uma Libytheinae (0,5%). O PET apresentou a maior riqueza de borboletas, em contrapartida, CAFW e RBMF apresentaram as menores riquezas. Também ocorreram três novos registros de borboletas para os fragmentos: *Dynamine agacles agacles* (Dalman, 1823) para URI, *Hypothyris euclea laphria* (Doubleday, 1847) para URI e SS, e *Eueides isabella dianasa* (Hübner, 1806) para RBMF. Os estimadores de riqueza Jackinife1 (199 espécies) Chao 2 (187 espécies) Jackinife 2 (208 espécies) e Bootstrap (183 espécies), indicam a necessidade de mais estudos nos fragmentos. A conservação destes fragmentos remanescentes de Mata Atlântica é de extrema importância para que novos estudos de biodiversidade local sejam realizados com possibilidades de tomadas de decisões conservacionistas.

Palavras-chaves: Borboletas. Conservação. Ecologia.

[1] Ciências Biológicas - URI Campus de Frederico Westphalen (ricardogiovenardi@gmail.com).
[2] Ciências Biológicas - URI Campus de Frederico Westphalen.

EFEITO DAS LAGOAS MARGINAIS ARTIFICIAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO

Aléxia Vitória Thomé Dorneles[1]
Marlon Ferraz Da Rosa[2]
Amanda Saldanha Barbosa[3]
Uwe Horst Schulz[4]

As atividades de extração de barro nas várzeas dos rios são importantes para o desenvolvimento econômico, uma vez que estes são responsáveis pela fabricação de tijolos, venda de argila e produção de cerâmica. No entanto estas atividades são responsáveis por impactos negativos como modificações na estrutura do corpo d'água, o que pode levar a perda de habitats para a comunidade aquática. Neste contexto, o objetivo do estudo é testar a hipótese que banhados artificiais mostram uma diversidade de peixes menor do que banhados naturais. Foram amostrados seis banhados artificiais e 13 naturais na várzea do Rio dos Sinos. As amostragens foram realizadas com o método de pesca elétrica com um esforço amostral padronizado de 20 min. Para verificar se ocorre diferença na diversidade e equitabilidade entre as lagoas artificiais e naturais foram calculados os índices de Shannon e a equitabilidade. As três métricas da diversidade foram testadas através do T- test dos software PAST e a composição das comunidades através de Permanova no software R com distância de Bray-Curtis. Foi capturado um total de 6.006 indivíduos pertencentes a 44 espécies. A riqueza média variou entre 10 (dp = 2,529) para lagoas artificiais e 12,2 (dp = 3,891) para lagoas naturais, o índice de Shannon de 1,6 (dp = 0,386) para lagoas artificiais e 1,7 (dp = 0,388) para lagoas naturais e a equitabilidade a média foi 0,7 para artificiais (dp = 0,14) e naturais (dp = 0,097). O teste T mostrou, que estas diferenças não são significativas. A Permanova também não variou entre as classes testadas ($F=0,78294$, $R^2=0,04403$, $p=0,7017$). Os resultados rejeitam a hipótese testada. Os banhados artificiais mostram a mesma diversidade de composição da comunidade de peixes como os naturais, por que os impactos causados pela extração de barro em geral são pontuais. Se as lagoas marginais artificiais não perderam a conexão com o rio, a comunicação entre os dois ambientes facilita a reestruturação da comunidade de peixes após o fim das extrações. Banhados artificiais mostram um valor alto para a conservação da fauna de peixes na bacia do Rio dos Sinos.

Palavras-chaves: ictiofauna. Área Úmida. Rio dos Sinos. Conservação. Ecossistemas aquáticos.

[1] Laboratório de Ecologia de Peixes - Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS (alexiathome1@gmail.com).
[2] Graduando em Ciências Biológicas - UNISINOS.
[3] PPG Biologia - UNISINOS.
[4] Laboratório de Ecologia de Peixes - UNISINOS.
Apoio Financeiro: Petrobras Ambiental

EFEITOS DA PRESSÃO PREDATÓRIA (AVES E *Austrolebias minuano*) SOBRE A COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM EXPERIMENTO DE CAMPO

Roberta Emanuele Meneghel[1]
Leonardo Maltchik Garcia[2]

A predação é um processo-chave na estruturação das comunidades e nos processos ecossistêmicos. Seus efeitos podem divergir quanto à intensidade e influenciar a recolonização e a cadeia trófica das áreas úmidas temporárias por meio de efeitos diretos e indiretos de predadores terrestres e aquáticos sobre a comunidade de presas, conectando assim estes ambientes. Considerando que os insetos aquáticos são importantes recursos alimentares para peixes e aves, o objetivo geral deste estudo foi avaliar os efeitos de diferentes pressões de predação por peixes-anuais da espécie *Austrolebias minuano* e por aves, na comunidade de insetos aquáticos, levando em consideração medidas tradicionais de diversidade. Para isso, em maio de 2014, instalamos oito compartimentos dentro de uma área úmida temporária natural do sul do Brasil, onde manipulamos experimentalmente o número de peixes e o acesso às aves ao longo do período inundado. As coletas de insetos aquáticos foram realizadas nos meses de agosto, outubro e novembro de 2014, através de amostras qualitativas, utilizando um puçá aquático. Cada amostra consistiu em quatro varreduras de 1 metro do sedimento e da coluna d'água ao longo de cada compartimento experimental. Foram identificados 4.108 indivíduos, distribuídos em 27 táxons de insetos aquáticos. Nossos resultados demonstraram como os predadores de dentro e de fora do ambiente aquático diferem nos efeitos sobre esta comunidade. Compartimentos com menores densidades de *A. minuano* apresentaram maiores abundâncias de insetos. Essa variação pode ser explicada pela predação direta por peixes e pelo aumento do fluxo emigratório provocado pela presença do predador. O acesso das aves aos compartimentos influenciou a composição da comunidade de insetos aquáticos, provavelmente pela vulnerabilidade destes organismos à predação durante a suspenção na superfície da água, nos períodos de emergência, constituindo um importante subsídio trófico para esses predadores. Nesse sentido, evidenciamos os efeitos da predação por aves e peixes anuais e a importância da conservação desses organismos para a manutenção da dinâmica e estrutura da comunidade de insetos aquáticos em áreas úmidas temporárias. CNPQ UNISINOS PROSUP/CAPES

Palavras-chaves: Interações tróficas. Invertebrados. Peixes-anuais. Biodiversidade. área úmida.

[1] UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS (betameneghel@yahoo.com.br).
[2] Programa de Pós-Graduação em Biologia - Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
Apoio Financeiro: CNPQ, CAPES, UNISINOS

EFEITOS DE DOSES SUBLETAIS DO HERBICIDA ATRAZINA NA MORFOLOGIA ORAL DE *Physalaemus gracilis*

Camila Fatima Rutkoski[1]
Natani Macagnan[2]
Cassiane Kolcenti[2]
Guilherme Victor Vanzetto[2]
Paola Flores Sturza[2]
Jéssica Graciela Slaviero[2]
Paulo Afonso Hartmann[2]
Marilia Teresinha Hartmann[2]

O herbicida atrazina é classificado como medianamente tóxico e seu ingrediente ativo é o sétimo mais comercializado no Brasil. Estudos tem demonstrado que as concentrações de atrazina são diferenciadas no ambiente, pois o tempo de meia vida na água varia de 41 a 237 dias e no solo, de 58 a 547 dias. Em virtude da grande persistência na água, a utilização do ingrediente ativo foi proibida na Alemanha desde 1991 e na União Europeia desde 2004, porém, no Brasil, Argentina e Estados Unidos ainda é um dos herbicidas mais utilizados. Para conhecer o efeito deste herbicida em espécies não alvo, utilizou-se anfíbios como modelo. Neste estudo, foram avaliados os efeitos subletais de atrazina na morfologia oral em *Physalaemus gracilis*, uma espécie com ampla distribuição no Brasil, Argentina e Paraguai, e que se reproduz em agroecossistemas, com possibilidade de contato com agrotóxicos. Para obtenção dos embriões foram coletadas as desovas totais no lago da Universidade Federal da Fronteira Sul (Erechim – RS). As desovas foram mantidas em condições controladas de laboratório e os testes iniciaram na fase embrionária no estágio 19 (Gosner, 1960) e terminaram na fase larval, no estágio 25, com duração de 168 horas. Para cada concentração foram expostos 40 embriões, além de 8 embriões no controle negativo. Adicionalmente, foi feito um controle negativo em duplicata, totalizando 48 embriões. Foram testadas 16 concentrações de atrazina, entre 0,45 e 165 mg/L. A cada 24 horas os indivíduos foram observados em estereomicroscópio e comparados aos do controle negativo. Ocorreu alteração significativa na morfologia da boca em 54,3% das larvas que desenvolveram-se a partir dos embriões expostos, sendo esta caracterizada pela ausência de keratodonts e de partes do lábio superior e inferior. Todas as concentrações foram significativas em relação ao controle a partir de 50 mg/L ($F_{16,34} = 13,46$; $p < 0,01$; Dunnet , $p < 0,05$). Malformações da morfologia bucal também foram registradas em outros anfíbios expostos a herbicidas, como Rhinella arenarum exposto a atrazina, Scinax nasicus exposto a glifosato e Hypsiboas pulchellus exposto a imazethapyr. Anomalias na morfologia oral podem afetar a dieta e comprometer o desempenho e sobrevivência dos indivíduos.

Palavras-chaves: Anfíbios. Agrotóxicos. Toxicidade. Atrazina. Ecotoxicologia.

[1] Laboratório de Ecologia e Conservação - Universidade Federal da Fronteira Sul (camilarutkoski@hotmail.com).
[2] Laboratório de Ecologia e Conservação - Universidade Federal da Fronteira Sul.

ESTUDO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DE ÁREAS AGRÍCOLAS E DE ÁREAS FLORESTADAS

Juliane De Barros Meireles[1]
Rodrigo Valdecir Dos Santos[2]
Briseidy Marchesan Soares[2]

Os recursos hídricos do rio Comandaí, localizado na Região Hidrográfica do Uruguai, que abrange a porção norte, noroeste e oeste do sul rio-grandense são utilizados para diversas atividades econômicas relacionadas com a agricultura de soja, de milho e a pecuária. A biota de um corpo de água fornece um diagnóstico de suas características ambientais, pois as alterações ambientais, em geral, se refletem na composição e estrutura da comunidade bentônica. A pesquisa teve como objetivo identificar alterações na estrutura da comunidade bentônica em decorrência de ações antrópicas impactantes em afluentes do rio Comandaí pertencente ao bioma Mata Atlântica. O estudo foi realizado em cinco afluentes do rio Comandaí, localizados entre os municípios de Santo Ângelo e Giruá. As amostragens foram realizadas em três riachos em áreas florestadas (R1, R3, R4) e em dois riachos em áreas agrícolas (R2, R5), em dezembro de 2015 em função do longo período de chuvas que ocorreu em 2015 influenciado pelo fenômeno El Niño. Em cada ponto foram amostrados dois surbers em cada substrato (pedras, folhas), com o auxílio de um amostrador tipo suber, ainda em campo foram fixados em álcool 70%. No laboratório foi realizado a lavagem, triagem e a identificação até nível de família dos macroinvertebrados. Foram obtidos um total de 715 indivíduos, distribuídos em 4 ordens e 8 famílias. A ordem que predominou nos 05 riachos foi a Chironimidae. Nas áreas agrícolas foi maior a abundância dos indivíduos das ordens de EPT e maior dominância dessa ordem, em comparação com as áreas florestadas. Porém, o índice de Shannon, as áreas florestadas têm uma maior diversidade de EPT. Diante dos resultados da identificação dos organismos, foi possível verificar que em todos os riachos foram encontrados organismos pertencentes à ordem díptera (Chironomidae), os quais se adaptam bem a qualquer ambiente aquático e serem tolerantes a baixos níveis de oxigênio.
Palavras-chaves: Região missões. Mata atlântica. Macrofauna de insetos.

[1] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (ju.barros.jm@gmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai.

ETNOECOLOGIA PARA O CONTROLE DE *Hovenia dulcis* THUNB. (RHAMNACEAE)

Karine Da Silva[1]
Karine Louise Dos Santos[2]
Alexandre De Oliveira Tavela[2]

Na região oeste do estado de Santa Catarina, a formação florestal Estacional Decidual (FED) encontra-se ameada, devido à conversão de sua vegetação para cultivos agrícolas e, à introdução de espécies exóticas invasoras. Dentre essas espécies invasoras destaca-se a *Hovenia dulcis*, arbórea caducifólia, muito apreciada para utilização madeireira, sombreamento e como quebra-vento. Nesta região, a FED apresenta interdependência entre suas espécies de fauna e flora, onde muitos animais atuam como dispersores de frutos e sementes globulosos, estando intimamente relacionados. Na área do estudo, o Parque Estadual Fritz Plaumann, unidade de conservação (UC) de proteção integral, a FED apresenta altos índices de invasão biológica por *H. dulcis*, inclusive em sua zona de amortecimento (ZA), comprometendo os ecossistemas natural e agrícola, bem como o objetivo principal da UC de manter íntegra a formação florestal. Nesse cenário, o objetivo deste trabalho é promover estratégias de restauração fundamentadas em interações ecológicas da fauna nativa e, no etnoconhecimento das populações residentes na ZA do Parque, a fim de promover o controle da dispersão da *H. dulcis*. Estão sendo empregadas duas estratégias de trabalho, sendo a primeira a realização de entrevistas com agricultores com aplicação de questionário semiestruturado, sendo os dados avaliados através de método de rarefação, análise de conteúdo, nível de fidelidade dos dados, e ordenamento rápido. A segunda estratégia é a caracterização do processo de dispersão pela fauna, com uso de gaiolas Tomahawk, redes de neblina, observações focais, armadilhamento fotográfico, uso de carretéis e teste de preferência dos frutos. Em execução desde o primeiro semestre de 2017, a pesquisa atingiu até o momento 10 famílias entrevistadas. Para *H. dulcis*, 14 usos distintos foram informados, com ênfase para "lenha", citado por todos os entrevistados. Vinte espécies arbóreas foram indicadas como potenciais para a substituição da exótica, sendo que a espécie *Parapiptadenia rigida* recebeu índice mais alto no ordenamento rápido. Adicionalmente, foi possível estabelecer linha do tempo do histórico de introdução da exótica na região, com datação inicial em 1948. Além disso, para amostragem de fauna, foram realizadas 03 incursões a campo, amostrando as estações outono e inverno, onde 06 espécies da classe Aves foram visualizadas em interação com *H. dulcis*, pertencentes às ordens Passeriformes e Trogoniformes, em 4h de observação. Nas estações amostrais, 03 das 06 parcelas apresentaram predação e/ou remoção de frutos no experimento, com aproximadamente 30% de alteração dos frutos em controle aberto e, 20% no controle fechado. Ainda, foram levantadas 12 espécies animais potencialmente consumidoras de *H. dulcis*, com destaque para *Cerdocyon thous* e Penelope obscura. Os demais experimentos encontram-se em execução, sendo que seus resultados auxiliarão diretamente no estabelecimento de estratégia de mitigação da invasão biológica. Os resultados preliminares indicam potencialidade de estratégias de manejo da espécie em propriedade rurais na área de estudo, desde que exista a participação dos agricultores na definição das estratégias e metodologias. Os autores agradecem à Capes pelos recursos disponibilizados para a pesquisa, à Fatma, à equipe de campo e, aos parceiros do projeto, Oscip Ecopef e agricultores participantes.

Palavras-chaves: Invasão biológica. Etnobotânica. Dispersão.

[1] PPG em Ecossistemas Agrícolas e Naturais - PPGEAN - UFSC (s.karine@posgrad.ufsc.br).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais - PPGEAN – Univ. Federal de Santa Catarina.

INFLUENCIA DA COMPLEXIDADE AMBIENTAL SOBRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE AVES

Chaiane Teila Iaeger[1]
Lucas E. Fontana[2]
Jéssica A. Prandel[2]

A Mata Atlântica possuí características distintas, sendo formada por um mosaico de diferentes formações vegetais e ecossistemas, sustentando, por isso, grande número de espécies. Estima-se que cerca de 1023 espécies de aves ocorram na Mata Atlântica (188 endêmicas desse bioma). Áreas com elevada complexidade ambiental (i.e. remanescentes florestais nativos e áreas de transição entre ambientes) apresentam elevada complexidade ambiental. Estas áreas proporcionam abrigo e maior disponibilidade e diversidade de recursos alimentares. Em áreas alteradas (i.e. plantio de espécies arbóreas exóticas) a complexidade é menor devido à homogeneização do ambiente. O objetivo desse estudo foi avaliar a influência da complexidade ambiental sobre a riqueza de aves. O estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional de Canela, nordeste do Rio Grande do Sul/ Brasil. Para o levantamento da avifauna foram definidas três áreas (equidistantes 200 metros) com diferentes níveis de complexidade ambiental: área de transição (maior complexidade ambiental), área de vegetação nativa (complexidade ambiental intermediária) e plantação de *Pinus* sp. (menor complexidade ambiental). Em cada área foram definidos 3 pontos de observação, sendo realizadas 2 observações em cada uma das áreas. Foi utilizada a metodologia de pontos fixos de escuta (considerando aves vistas e/ou ouvidas durante o período de observação). Foram registradas 41 espécies de aves distribuídas em 12 ordens e 23 famílias. A riqueza de espécies de aves ($F(2;6)=7,242$; $p=0,02$) diferiu entre as áreas e foi superior na área de transição (maior complexidade ambiental) com 32 espécies. As áreas de vegetação arbórea nativa (10 espécies) e plantação de *Pinus* sp. (9 espécies), por outro lado, foram semelhantes entre si. Áreas de transição podem ser atrativas para uma grande variedade de espécies de aves pois oferecem diferentes estruturas do ambiente utilizadas para nidificação, poleiros, refúgio de predadores e obtenção de recursos alimentares. A semelhança da riqueza entre a área de vegetação nativa e a área de plantação de *Pinus* sp. pode ser explicada pela formação de um componente regenerante avançado no sub-bosque (aumentando a diversidade de espécies vegetais e a complexidade ambiental). Nossos resultados demonstraram que a complexidade ambiental influenciou fortemente na riqueza de aves.

Palavras-chaves: Unidades de conservação. Avifauna. Diversidade. Mata atlântica. Ecótono.

[1] PPG Ecologia - URI - Campus de Erechim (chay_t@hotmail.com).
[2] Programa de Pós-Graduação - Mestrado em Ecologia - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim.

INFLUÊNCIA DE *Pinus ellioti* NA COMPOSIÇÃO FUNCIONAL DE ODONATA NA FLORESTA NACIONAL DE SÃO FRANCISCO DE PAULA-RS

Marina Schmidt Dalzochio[1]
Eduardo Périco[2]
Samuel Renner[2]

Uma das principais causas da perda da biodiversidade é a introdução de espécies vegetais exóticas. Ao se naturalizarem, essas espécies provocam mudanças nos ecossistemas naturais, alterando os processos ecológicos, ocasionando danos ambientais e prejuízos econômicos. O gênero *Pinus* é, atualmente, o maior causador de extinções por invasão do país, sendo utilizado desde a década de 60 para fins de reflorestamentos. Suas espécies adaptaram-se muito bem, sobretudo em regiões dominadas por *Araucaria angustifolia*, como no Rio Grande do Sul. A conservação da vegetação nativa é crucial para a permanência de espécies animais, sendo fundamental a identificação dos problemas causados por sua supressão. As mudanças na biodiversidade, ocasionados pela introdução de espécies exóticas são, tradicionalmente, medidas através de índices de diversidade taxonômica. Embora essa abordagem contribua para a nossa compreensão científica da riqueza de espécies e dos padrões de composição, as métricas baseadas em características funcionais das espécies podem ser mais úteis para prever as respostas das comunidades à mudança de uso do solo. Neste sentido, comparamos a composição dos traços funcionais de espécies Odonata em três diferentes coberturas vegetais da FLONA de São Francisco de Paula, com o objetivo de entender como cada tipo de vegetação atua na seleção das espécies de Odonata. Foram amostrados, entre 2013 e 2014, adultos de Odonata em 26 pontos da FLONA-SFP, providos de recursos aquáticos, divididos conforme a sua cobertura vegetal: 12 em Floresta Nativa (Ombrófila Mista), 8 em floresta plantada de A. angustifólia e 6 em floresta plantada de P. elliotti. Após a identificação das espécies coletas, essas foram categorizadas quanto caracteres de morfologia, ciclo de vida, habitat, substrato/micro-habitat, hábito, oviposição, voltinismo, voo e amplitude de distribuição. Com auxílio do pacote estatístico FD do software R, foram determinados os valores de composição funcional em cada ponto amostrado. Estes foram ordenados através de um NMDS e comparadas através de uma PerMANOVA. As 36 espécies coletadas foram agrupadas em 14 grupos funcionais. Os dois primeiros eixos do NMDS explicaram 91,28% da variação dos dados. A composição dos traços variou entre MOF e plantações exóticas, mas não diferiu entre plantações nativas e MOF nem entre plantações nativas e plantações exóticas. Os indivíduos encontrados na MOF eram maiores do que os encontrados nas outras áreas, em particular plantações exóticas. Eles também passam mais tempo nos estágios aquáticos (9 a 12 meses), com menos de uma geração por ano, com oviposição epífita e endotermia. Em plantações exóticas, os traços mais fortemente associados foram bivoltinismo e multivoltinismo, ampla distribuição geográfica, oviposição exofítica e exotermia. Nenhuma característica foi fortemente associada com plantações nativas. Alguns traços, como hábitos das larvas (escavador e escalador) não foi fortemente associado a nenhuma área estudada, mas mostram uma ligeira associação com MOF e plantações exóticas. Nossa análise sugere que a conversão da MOF em florestas plantadas, sobretudo com espécies exóticas, deixa essas comunidades funcionalmente homogêneas, pois favorecem a permanência das espécies exóticas e a exclusão de espécies especialistas, com nichos ecológicos estreitos, destacando ainda mais os impactos negativos associados à conversão de florestas nativas em plantações de Pinus.

Palavras-chaves: Anisoptera. Zygoptera. Floresta ombrifila mista. Ecologia.

[1] Ecologia e Evolução - Universidade do Vale do Taquari - Univates (mahsdalzochio@gmail.com).
[2] Ecologia e Evolução - Universidade do Vale do Taquari - Univates.

INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE AVES FRUGÍVORAS E PLANTAS EM ÁREA DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL, SANTA MARIA – RS

Verônica Azzolin Fontanari[1]
Marilise Mendonça Krügel[2]
Everton Rodolfo Behr[2]

Relações mutualísticas resultam em benefício mútuo para animais e plantas. A polinização e a dispersão de sementes revelam a existência destas conexões na natureza, as quais atuam na restauração e manutenção das florestas. Estas interações envolvem um grande número de espécies, compondo complexas redes de interações. Este estudo tem como objetivos identificar as interações mutualistas entre plantas e aves frugívoras e verificar os Índices de importância e de conectância das espécies. As amostragens estão sendo realizadas no município de Silveira Martins, RS, em três transectos em área de Floresta Estacional Decidual. Estas tiveram início em setembro de 2016 e término previsto para agosto de 2017. Três visitas mensais são realizadas a cada transecto, em intervalos de 10 dias, onde são anotados os eventos de alimentação. Até o momento foram registrados 632 eventos de alimentação abrangendo 149 interações entre 45 espécies de aves e 32 de plantas. Dentre as espécies de aves, se sobressaíram com maior número de interações *Tachyphonus coronatus* (10), *Saltator similis* (9) e *Turdus rufiventris* (8), *Cabralea canjerana* (20), *Morus nigra* (12), *Trema michranta* (12) e *Ficus luschnathiana* (10) foram às espécies com maior número de interações com as aves. As 15 espécies de aves com maior Índice de importância foram responsáveis por 58% das interações, destacando-se *T. coronatus* (0,07), *S. similis* (0,06) e *T. rufiventris* (0,04). Entre as plantas, as 15 espécies com maior Índice de importância perfazem 80% das interações, ressaltando *C. canjerana* (0,20) e *T. micranta* (0,08). O Índice de conectância foi calculado em C= 0,10. Tendo em vista os resultados obtidos até o momento, podemos inferir que as interações ocorreram entre espécies generalistas tanto de aves quanto de plantas. Representantes das famílias Tyrannidae e Turdidae são mais eficientes na dispersão de sementes por geralmente engolirem os diásporos inteiros. *T. coronatus* e *S. similis* costumam mandibular o diásporo derrubando-o junto à planta-mãe, resultando em menor eficiência na dispersão. Embora *C. canjerana* possua o maior número de interações e alto índice de importância, possui o diásporo relativamente grande e a maioria das aves consome apenas o arilo, deixando a semente cair sob a copa da árvore.

Palavras-chaves: Frugivoria. Dispersão de sementes.

[1] - Universidade Federal de Santa Maria (veronica.afbio@gmail.com).
[2] - Universidade Federal de Santa Maria.

DIVERSIDADE DE FAMÍLIAS DE PTERIDÓFITAS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA, NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO, RS

Jordana Gabriele Vettorato[1]
Clarisse Da Silva Rodrigues[2]
Jani Luana Rambo Giehl[2]
Guilherme Schneider Senger[2]
Nilvane T.guellar Müller[2]

A diversidade específica do grupo de Pteridófitas é alta em áreas úmidas e relativamente frescas. Essa característica lhes permitiu atingir tamanhos maiores, conquistando diferentes nichos ecológicos. Apesar disso, as pteridófitas, continuam dependendo de água na reprodução, restringindo sua distribuição a ambientes úmidos. Neste contexto, a identificação de pteridófitas é de grande relevância para se obter uma relação precisa da perda e degradação de ambientes, principalmente de remanescentes de Floresta Atlântica. Objetivo O estudo objetivou a levantar a diversidade de famílias de Pteridófitas em um fragmento de mata no município de Santo Ângelo/RS. As coletas se realizaram quinzenalmente, com oito saídas de campo, no período de março a junho de 2017. Metodologia Através do método de caminhamento (FILGUEIRAS et al., 1994) adaptado, foram percorridas linhas imaginárias retas e horizontais, em busca de indivíduos da Pteridoflora. Do material encontrado para a identificação foram coletados apenas aqueles que se apresentaram em fase reprodutiva. A identificação foi realizada com o auxilio de bibliografia especializada. Resultados O levantamento da Pteridoflora resultou na contemplação de 8 famílias: Anemiaceae, Aspleniaceae, Blaccneacea, Dryopteridaceae, Lomariopsidaceae, Polypodiaceae, Pteridaceae e Thelypteridaceae. A combinação entre hábitos e hábitats das famílias se mostrou abundante, de modo que a família com melhor representatividade foi a das Pteridaceae. As formas terrícolas, rupícolas e epífitas, foram bem representadas, predominando às herbáceas no interior, na borda do fragmento e nas margens do Arroio. Conclusões Estima-se que os resultados auxiliem no conhecimento da Pteridoflora regional, especialmente para a Região das Missões, pois a alta diversidade observada no fragmento indica a importância da preservação visando à manutenção dos representantes naquele local. Entretanto, a partir das interpretações ambientais realizadas in loco foi possível observar que o fragmento de Mata Atlântica encontra-se em estado de má conservação. A interferência antrópica no ambiente, sob diferentes formas, como o depósito de resíduos sólidos, também pode representar um fator contribuinte para a diminuição relativa das famílias.

Palavras-chaves: Pteridoflora. Preservação. Hábitat. Antropização. Degradação.

[1] Ciências da Natureza - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - Uri (jordana_gvettorato@hotmail.com).
[2] Departamento de Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI - Campus Santo Ângelo.

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE *Akodon montensis* (RODENTIA: SIGMODONTINAE)

Kariane Paula Druzian[1]
Daniel Galiano[2]

A modelagem de distribuição potencial é uma ferramenta que combina registros de ocorrência de indivíduos de determinada espécie com variáveis ambientais, para inferir e projetar modelos teóricos relativos às necessidades ecológicas da espécie analisada. Dentre os pequenos mamíferos, a espécie *Akodon montensis* ocorre ao longo do bioma Mata Atlântica, habitando a maior parte dessa formação florestal. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo determinar a distribuição potencial deste roedor no bioma Mata Atlântica e na porção sul da América do Sul. Para tanto, compilamos 71 registros de ocorrência da espécie obtidos na literatura e na base de dados do Laboratório de Citogenética e Evolução Molecular da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. A modelagem de distribuição potencial foi desenvolvida pelo algoritmo de máxima entropia MAXENT, que estima a distribuição da probabilidade de ocorrência de uma espécie com base nas restrições impostas pelo ambiente. O modelo foi gerado com base em 19 variáveis climáticas obtidas na base de dados WorldClim, com uma resolução espacial de ~5km^2. Nossos resultados demonstraram que existem áreas com alta adequabilidade ambiental ao longo de praticamente todo o território da região sul do Brasil. Ainda, foi observado adequabilidade nas regiões costeiras e em grande parte do Rio Grande do Sul e São Paulo, na região sul de Minas Gerais, Rio de Janeirom Espirito Santo e Mato Grosso do Sul. Fora do Brasil, foi observado adequabilidade de ocorrência no nordeste da Argentina e leste do Paraguai. Esses resultados corroboram com o fato da espécie ser considerada generalista e com grande potencial de ocorrência no bioma Mata Atlântica, podendo apresentar uma ampla capacidade de habitar regiões alteradas e em diferentes tipos de ambientes presentes na região. Ainda, a espécie ocupa um amplo gradiente latitudinal, podendo suportar uma ampla variação ambiental, como observamos em relação as variáveis de precipitação e temperatura. A identificação de áreas com alta adequabilidade ambiental para esta espécie pode auxiliar na tomada de medidas voltadas a conservação para a fauna de pequenos mamíferos de modo geral.

Palavras-chaves: Pequenos mamíferos, Cricetidae, Maxent.

[1] Aluna do Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais- PPGCA - Universidade Comunitária da Região de Chapecó- UNOCHAPECÓ.
[2] Professor do Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais- PPGCA - Universidade Comunitária da Região de Chapecó- UNOCHAPECÓ.
Apoio Financeiro: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

MONITORAMENTO DA POPULAÇÃO DE *Amazona vinacea* NO BRASIL

Jaime Martinez[1]
Nêmora P. Prestes[2]
Roberto Tomasi Jr.[3]
Viviane T. R. Gaboardi[3]
Eliara Müller[4]
Roberto Boçon[5]
Elenise A. Spinski[5]
Luís F. Silveira[6]

Amazona vinacea ocorre no Brasil, Argentina e Paraguai. Seu habitat preferencial são as florestas com araucárias, típicas do sul e sudeste do Brasil, também ocorrendo em áreas de cerrado, florestas costeiras úmidas e matas de baixada. A destruição de seus hábitats fez com que *A. vinacea* tivesse grande redução de sua população na última década. O objetivo deste trabalho foi conhecer o tamanho mínimo de sua população no território brasileiro. Em função da ampla área de distribuição da espécie, do Rio Grande do Sul ao norte de Minas Gerais, foi necessária a mobilização de muitas equipes de pesquisadores e observadores de aves que seguiram a metodologia de contagem já adotada pelo Projeto Charão há mais de 25 anos, que é o censo de aguardo. Para a contagem dos papagaios foram determinados pontos que apresentaram boa visibilidade dos dormitórios-coletivos, sendo realizadas preferencialmente durante o período da tarde, a partir das 15 h e 30 min e repetidas durante a manhã do dia seguinte das 6 h às 8 h e 30 min, quando necessárias. À medida que os bandos chegam ao dormitório são realizados registros sobre o horário de chegada, direção de origem e tamanho de cada bando. Os resultados dos censos para as contagens nacionais de 2014, 2015, 2016 e 2017 indicam 2.139, 2.857, 3.714 e 4.057 papagaios, respectivamente. Santa Catarina é o estado que vem apresentando os maiores registros para a espécie, sendo que no ano de 2017 as contagens indicaram que 64% da população total mínima de *A. vinacea* no território brasileiro ocorre nas florestas deste Estado. Este resultado está intimamente relacionado ao fato de que Santa Catarina preservou a maior parcela da cobertura vegetal original de Florestas com Araucárias, com cerca de 24%, entre os estados que apresentavam essa tipologia florestal.

Palavras-chaves: Censo nacional. População total mínima. Espécie ameaçada. Monitoramento.

[1] Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo (martinez@upf.br).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Instituto de Ciências Biológicas - Universidade de Passo Fundo.
[3] Departamento de Vida Silvestre - Associação Amigoas do Meio Ambiente - Projeto Charão.
[4] Unochapecó.
[5] Sociedade de Pesquisa em Vida Silvestre.
[6] Museu de Zoologia da USP.
Apoio Financeiro: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e Fundación Loro Parque

O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA E SUA APTIDÃO PARA BIOMONITORAMENTO DE ARROIOS DE PEQUENA ORDEM

Máicon André França[1]
Amanda Saldanha Barbosa[2]
Marlon Ferraz Da Rosa[2]
Mariana Philereno[2]
Uwe Horst Schulz[2]

A organização e diversidade de comunidades refletem o estado ambiental dos ecossistemas. No Brasil foram desenvolvidos vários índices de Integridade Biológica (IIB) como ferramenta para avaliar alterações ambientais em sistemas lóticos. Uma precondição para a aplicação dos índices é a confiabilidade do método. Sem alterações no nível do impacto avaliações repetitivas do mesmo ponto deveriam mostrar os mesmos escores de integridade. Este estudo testa a hipótese, que as médias do IIB calculados para os mesmos pontos de amostragem não variam entre verão e inverno. O trabalho foi realizado em 15 pontos em quatro arroios de 1ª a 4ª ordem na bacia hidrográfica do Rio do Sinos. As comunidades de peixes utilizados no IIB foram capturados através do método de pesca elétrica nos pontos durante inverno e verão do ano de 2010. O IIB contém 8 categorias para serem calculadas e ao final são somados os escores obtendo-se o índice, que pode variar entre 0 e 80. Escores maiores que 61 são considerados "pouco impactados", entre 41 e 60 "moderadamente impactados" e abaixo de 40 é "fortemente impactados". Os IIB médios de inverno e verão de todos pontos foram comparados pelo Teste *t* pareado. No total foram amostrados 6.311 indivíduos no verão e 4.815 no inverno distribuídos entre 36 espécies. O resultado do teste mostra uma diferença significativa ($t = -2,2$; d.f. = 14; $p = 0,038$) entre o escore médio do IIB de verão (48,9±6,6) e inverno (44,8±6,8). O menor escore médio do inverno não é resultado de uma alteração ambiental. Muito provavelmente é a abundância mais baixa das amostras no inverno causou a diminuição, pois todos IIB englobam métricas baseadas em diversidade. Futuras versões dos IIB deveriam escolher métricas não baseadas em abundância e diversidade.

Palavras-chaves: Índices biológicos. Arroios. Biomonitoramento. Comunidade de peixes.

[1] Laboratório de Ecologia de Peixes - Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS (maiconfranca.sl@gmail.com).
[2] Laboratório de Ecologia de Peixes - UNISINOS.

O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA: FERRAMENTA ADEQUADA PARA AVALIAR IMPACTOS SOBRE ARROIOS DE BAIXA ORDEM?

Mariana Philereno[1]
Máicon A. França[2]
Amanda S. Barbosa[2]
Uwe H. Schulz [2]

As atividades humanas e o uso do solo no entorno da rede hídrica influenciam a diversidade e composição da comunidade aquática. Peixes são vistos como bons indicadores de impactos ambientais, pois incluem todos os níveis tróficos da rede alimentar aquática. No Brasil foram desenvolvidos vários Índices de Integridade Biológica (IIB) para avaliar impactos antrópicos sobre arroios. Todos incluem parâmetros baseados na diversidade de comunidades biológicas. Na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos existe um gradiente crescente de impactos entre a primeira e quarta ordem de arroios, causado pelo aumento da intensidade do uso de solo no entorno dos mananciais, diminuindo a cobertura vegetal. O objetivo deste estudo foi verificar se o IIB reflete este gradiente longitudinal. Coletas de peixes foram realizadas entre dezembro de 2013 a março de 2014 em 32 arroios de 1ª à 4ª ordem da bacia do Rio dos Sinos. A cobertura vegetal foi analisada através da classificação da cobertura e uso do solo com base em imagens de satélite. Para verificar se a integridade biológica no gradiente longitudinal corresponde a cobertura vegetal foi calculado o IIB conforme bibliografia específica. A relação entre as ordens dos arroios e o IIB foi analisada através de ANOVA, e a relação entre cobertura vegetal e o IIB através de regressão linear simples no software SPSS 22. Foi capturado o total de 3.465 indivíduos distribuídos em 28 espécies. O IIB demonstrou duas classes de integridade: impactado e moderadamente impactado. As ordens dos arroios e a concentração de cobertura vegetal não demonstraram influência sobre os valores do IIB ($F=2,8$; $df= 3$; $p = 0,59$) ($R^2 = 0,05$; $p= 0,24$), que indicou inclusive como impactados pontos de primeira ordem com vegetação ciliar mais conservada. Devido à alta variabilidade natural dos arroios de cabeceiras e as baixas concentrações de nutrientes, estes ambientes naturalmente possuem baixa diversidade de peixes. Sabendo-se que as métricas utilizadas para o IIB levam em consideração principalmente abundâncias e riquezas, compreende-se que há a necessidade de aprimorar estes índices para pequenos arroios, com o intuito de este ser corretamente aplicado em estudos referentes à ecologia de arroios de baixa ordem.

Palavras-chaves: Biomonitoramento. Ictiofauna. Uso do solo. Impactos ambientais. Diversidade.

[1] RS - Universidade do Vale do Rio dos Sinos- UNISINOS (marianaphilereno@gmail.com).
[2] RS - UNISINOS.

QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIACHOS COM MATA CILIAR PRESRVADA E RIACHOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS NA REGIÃO DAS MISSÕES

Rodrigo Valdecir Dos Santos[1]
Juliane Meireles[2]
Briseidy Marchesan Soares [2]

A degradação ambiental proveniente de atividades agrícolas e da urbanização causam algumas modificações nos ecossistemas aquáticos como a contaminação da água e do substrato. Como na região das Missões predomina as plantações de soja, trigo e milho realizou-se a análise dos os parâmetros físico-químicos de 6 riachos, afluentes do rio Comandai, sendo 3 em áreas agrícolas e 3 em áreas preservada, localizados entre Giruá e Santo Ângelo. Os riachos de áreas agrícolas (AA) foram denominados R2, R5, R6 e os riachos de áreas preservadas (AP) de R1, R3, R4. As amostragens de água realizadas em dezembro de 2015 e novembro de 2016 nos 6 riachos e em laboratório foram analisadas a turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido e o pH. Em dezembro de 2015 ocorreu registros de alta pluviosidade na área de estudo. Em 2015 e 2016 o pH não registrou diferenças significativas, porém a condutividade apontou diferenças para os riachos R1(AP) e R5(AA). Em 2015 o R1 registrou o maior índice de condutividade (358 µS/cm) que indicava ambiente impactado, para 2016 o valor 53,20 µS/cm mostrando uma provável recuperação do ambiente. Para 2016 o riacho R5(AA) apresentou valor 139,40 µS/cm e em 2015 reduziu para 30,0 µS/cm. O OD apresentou as maiores variações em 2015 para R1, R3, R4 (AP) e para R2, R5, R6 (AA), sendo classificados em classe 1 e 2 de acordo com o CONAMA 430/2011. Em 2016 a variação foi maior, ficando classiicado entre classe 1 e 4. A turbidez em 2015 apresentou valores entre 530 e 800 NTU, valores elevados conforme o CONAMA 430/2011, enquanto que em 2016 apresentaram valores entre 6,59 a 19,59 NTU, ambos considerados trechos de classe 1. Os parâmetros mostram que os corpos hídricos amostrados estão impactados devido a falta da mata ciliar e pelo o uso indiscriminado de agrotóxicos nas lavouras da região.

Palavras-chaves: Parâmetros físico-químicos. Qualidade da Água. Ação antrópica. Agrotóxicos.

[1] Ciências Biológicas - Uri campus santo Ângelo RS (rs646175@gmil.com).
[2] Ciências biológicas - Uri campus Santo Ângelo RS.

QUALIFICAÇÃO PARA REALOCAÇÃO DE MYRTACEAE NA COLEÇÃO REGULAR DO HERBÁRIO PROF. ALARICH R.H. SCHULTZ (HAS): UM BREVE EXEMPLO DA IMPORTÂNCIA DA MANUTENÇÃO DE COLEÇÕES

Claudenice Hilda Dalastra[1]
Martin Molz[2]

As exsicatas são os documentos que certificam a diversidade e a riqueza da flora de uma determinada região ou país e encontram-se depositados em herbários. Os dados de ecologia e distribuição geográfica contidos nas etiquetas desses espécimes são uma inestimável fonte de informações, sendo a qualificação taxonômica e informatização dos acervos de extrema relevância para a confiabilidade e aumento da acessibilidade à esses dados, respectivamente. O Herbário HAS faz parte da Fundação Zoobotância do Rio Grande do Sule é um dos três maiores herbários do estado. Conta atualmente com 131.300 registros e 227 tipos nomenclaturais, compreendendo a maior coleção de Myrtaceae do Estado, notória pela grande complexidade taxonômica. O trabalho configurou-se na realocação de exemplares da coleção de Myrtaceae no acervo regular do HAS. Para isso foram montadas exsicatas do material herborizado tombado, revisado por especialista para correção de espécies identificadas erroneamente em outros gêneros, epítetos específicos ou táxons sinonimizados. Esse material foi posteriormente informatizado na rede specieLink. Foram montadas, corrigidas, realocadas para a coleção regular e informatizadas 405 espécimes da família Myrtaceae distribuídos em 14 gêneros e 62 espécies. Foram realizadas 135 correções taxonômicas. *Eugenia* e *Myrcia* foram os gêneros com maior número de correções. Além de serem os maiores família, gerando equívocos em identificações anteriores, esse contingente de correções reflete a atualização nomenclatural resultante da sinonimização de *Gomidesia* para *Myrcia* e de *Hexachlamys* para *Eugenia*. As coleções biológicas continuam sendo a principal fonte para estudos sobre diversidade biológica. Entretanto, algumas deficiências ainda são frequentemente encontradas em dados de herbários. A qualificação taxonômica realizada neste trabalho com uma pequena parte da coleção mostrou uma correção de pouco mais de 43% das espécies já tombadas no acervo, evidenciando a importância de qualificação das coleções, bem como do trabalho de curadoria e de revisão taxonômica.

Palavras-chaves: Taxonomia. Curadoria. Herbário. Exsicatas. Myrtaceae.

[1] Ciências Biológicas - URI - Erechim (dalastra_ch@hotmail.com).
[2] Museu de Ciências Naturais - Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO E FATOR DE CONDIÇÃO DE DUAS ESPÉCIES DE *Characidium* (CHARACIFORMES: CRENUCHIDAE) DA MATA ATLÂNTICA PAULISTA

Clarissa Alessandra Lemos[1]
Victoria Pinheiro Gonçalves Da Silva[2]
Evelise Nunes Fragoso De Moura[3]
Alberto Carvalho Peret[3]
João Alberto Paschoa Dos Santos[2]

O fator de condição da relação peso/comprimento é amplamente utilizado, por fornecer informações importantes sobre o estado de engorda ou emagrecimento do animal, permitindo comparações entre populações de peixes. Este trabalho teve como objetivo descrever o padrão de variação do fator de condição, nos períodos de temperaturas elevadas e baixas, nas espécies *Characidium japuhybense* e *C. lanei*, de um riacho da bacia costeira do Estado de São Paulo, amostrados mensalmente de maio/16 a abril/17. Em laboratório foram obtidos os dados dos comprimentos total e padrão, peso total, sexo e feita a coleta e pesagem das gônadas e cálculo do Índice Gonadossomático (IGS) e de estômagos, cuja análise de seu conteúdo seguiu os métodos de frequência de ocorrência, volumétrico e a determinação do Índice Alimentar (IAi). A relação peso-comprimento foi determinada para cada sexo e período em cada espécie, assim como o fator de condição (K_t). Seguindo o modelo alométrico de Huxley (Wt=a.Lp^b). Foram estimados os valores individuais do fator de condição (Kt=Wt⁄Lp^b) e seus valores médios foram calculados a partir das equações Wt=0.0136Lp^3.216 para as fêmeas e Wt=0.0152Lp^3.1296 para os machos de *C. japuhybense*, Os fatores de condição médios foram então: Kt(Fêmeas-frio)=0,0136; Kt(Fêmeas-quente)=0,014; Kt(Machos-frio)=0,0151; Kt(Machos-quente)=0,0156 e com a equação Wt=0,0103Lp^3.4299 para as fêmeas e Wt=0.0143Lp^3.1631 para os machos de *C. lanei*, foram obtidos: Kt(Fêmeas-frio)=0,0103; Kt(Fêmeas-quente)=0,0105; Kt(Machos-frio)=0,0151; Kt(Machos-quente)=0,0138. O Teste *t* foi aplicado a esses valores e corroborou as diferenças que evidenciam o emagrecimento dos machos de *C. lanei* no período de temperaturas elevadas, sendo também confirmado pelo IAi, onde a dieta de C. lanei variou entre sexos e períodos, diferente de *C. japuhybense*. Os valores médios de IGS foram para *C. jabuhybense*: IGS(fêmeas, frio) = 1,5; IGS(fêmeas, quente) = 11,56; IGS(machos, frio) = 0,99; IGS(machos, quente) = 2,31, e para C. lanei: IGS(fêmeas, frio) = 0,65; IGS(fêmeas, quente) = 9,46; IGS(machos, frio) = 0,69; IGS(machos, quente) = 1,17. Os valores médios mais altos do IGS ocorreram no período quente para fêmeas e machos de ambas as espécies. Conclui-se pelas análises realizadas, que o emagrecimento de machos de *C. lanei* no período quente está relacionado à sua dieta.

Palavras-chaves: Fator de condição. Relação peso x comprimento. Characidium. Mata atlântica. Riacho.

[1] DHB - UFSCar (clarissabsb@yahoo.com.br).
[2] DHB/LAPEC - UFSCar/UNISANTA.
[3] DHB - UFSCar.

ANÁLISE FENOLÓGICA DE ESPÉCIES DA FAMÍLIA ASTERACEAE NO BIOMA PAMPA

Janaina Lopes Munhoz Paranhos[1]
Lilian Pedroso Maggio[2]
Ângelo Alberto Schneider[2]

Os campos sulinos constituem um ecossistema de biodiversidade própria e que está sendo perdida pelas atividades humanas, principalmente por meio da agricultura e plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*. Uma ferramenta básica para o conhecimento biológico e ecológico deste ecossistema e suas espécies é o estudo fenológico, que fornece dados sobre a época de reprodução das espécies auxiliando nos processos de conservação dos biomas e recuperação de áreas degradadas. Uma das principais famílias que constituem esse bioma e que possui extrema importância é a família das compostas (Asteraceae). O objetivo deste trabalho foi avaliar os padrões fenológicos de espécies pertencentes à família Asteraceae em uma área de campo nativo no bioma Pampa, no município de São Gabriel-RS, verificando a época de floração e frutificação. As observações ocorreram quinzenalmente, verificando-se as fenofases de reprodução (flor, fruto e semente) de 24 espécies. A floração na maioria das espécies do grupo das asteráceas ocorreu no verão no mês de fevereiro até início de março, e a frutificação e dispersão de sementes nos meses de abril e maio, na época de outono. Sendo as espécies: *Achyrocline flacida, A. alata, Baccharis crispa, B. articulata, Bidens pilosa, Elephantopus mollis, Erechtites hieraciifolius, Eupatorium buniifolium, Pterocaulon polystachyum* e *P. rugosum*, as mais representativas pelo fornecimento de sementes. Conclui-se pelos padrões fenológicos observados, que a estação do outono é a época recomendada para coleta de sementes da maioria das espécies da família Asteraceae no bioma Pampa, pois é o momento de frutificação destas espécies.

Palavras-chaves: Asteraceae. Fenologia. Bioma pampa. Coleta de sementes. Restauração ecológica.

[1] Ciências Biológicas - Universidade Federal do Pampa (janainamunhoz1995@gmail.com).
[2] Laboratório de Estudos da Biodiversidade Pampiana - Universidade Federal do Pampa.

BIOLOGIA REPRODUTIVA E ALIMENTAR DE *Leptodactylus mystacinus* (AMPHIBIA, ANURA) EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

Francieli Delazeri[1]
Julia Renata Ernetti[2]
Veluma Ialú Molinari De Bastiani[2]
Elaine Maria Lucas[3]

O conhecimento sobre a história natural, incluindo aspectos da biologia reprodutiva e alimentar, auxilia na compreensão de como as espécies distribuem-se no ambiente e respondem aos fatores ambientais. Neste estudo, analisamos a biologia reprodutiva e a dieta de *Leptodactylus mystacinus* em um remanescente de Mata Atlântica no sul do Brasil. Realizamos o estudo no município de Chapecó, oeste de Santa Catarina. Coletamos os indivíduos com armadilhas de interceptação e queda, no período de outubro de 2011 a março de 2013. Mensuramos o comprimento rostro-cloacal (CRC, mm) e a massa (g) dos indivíduos. Verificamos a presença e quantificamos os ovócitos maduros das fêmeas e mensuramos o diâmetro (mm) de dez ovócitos por fêmea. Identificamos o conteúdo estomacal em nível de ordem e calculamos a frequência numérica e de ocorrência de cada item. Utilizamos o teste de Mann Whitney para verificar o dimorfismo sexual e regressões lineares para testar a relação entre o CRC das fêmeas com o número, o diâmetro e a massa dos ovócitos e entre o número e o diâmetro dos ovócitos. Registramos os indivíduos de setembro a janeiro. Coletamos 48 indivíduos (26 fêmeas e 22 machos). As fêmeas foram maiores ($U=132$; $p<0,01$) e mais pesadas ($U=149,5$; $p<0,01$) do que os machos. Das 26 fêmeas, 12 continham ovócitos. O número de ovócitos foi de 697,8±162,7 com 1,69±0,14 mm de diâmetro. Não encontramos relação entre o CRC das fêmeas com o número, o diâmetro e a massa dos ovócitos, nem entre o número e o diâmetro dos ovócitos. Dos 48 estômagos analisados, 19 apresentaram conteúdo, sendo identificadas sete *taxa*. Hymenoptera (14,6%) e Orthoptera (10,4%) foram os mais frequentes. Hymenoptera também foi o *taxa* mais numeroso, correspondendo a 40,4% do total de presas ingeridas, seguido por Isoptera (29,8%). Neste estudo, a atividade de *L. mystacinus* ocorreu principalmente na primavera e verão. As características dos ovócitos podem ser influenciadas por outros fatores além do tamanho corporal, como condições ambientais e nutricionais. *L. mystacinus* apresentou uma dieta generalista, composta predominantemente por artrópodes terrestres, os quais são abundantes no habitat e corrobora com o hábito terrícola da espécie.

Palavras-chave: reprodução, dieta, ovócitos

[1] - Unochapecó (francielidelazeri@unochapeco.edu.br).
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - Universidade Comunitária da Região de Chapecó - Unochapecó.
[3] Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas - Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.
Apoio Financeiro:

Furnarius rufus (AVES: FURNARIIDAE) PODE SER CONSIDERADA UMA ESPÉCIE TERRITORIALISTA?

Eduardo De Andrade Do Amarante[1]
Nêmora P. Prestes[2]

Furnarius rufus, popularmente conhecida como joão-de-barro, é uma ave monomórfica, social e monogâmica, sendo que os casais podem permanecer unidos por mais de uma estação reprodutiva. Constroem um ninho grande e complexo. O objetivo do trabalho foi verificar se a espécie apresenta comportamento territorialista. O local do estudo é o Campus I da Universidade de Passo Fundo, situado no município de Passo Fundo, RS. As aves foram capturadas em quatro áreas distintas, entre o período de julho a dezembro de 2016, totalizando 12 dias de capturas e em cada dia/local de coleta foram utilizadas cinco redes de neblina, abertas entre as 8 h às 11 h. Todos os indivíduos capturados foram pesados e anilhados. Para obter a localização e as coordenadas da área de captura foi utilizado o sistema Global Positioning System. As observações foram realizadas com auxílio de binóculo, entre o período de agosto de 2016 a julho de 2017. Para acompanhar sua reprodução, ninhos de *F. rufus* foram monitorados durante as quatro estações do ano. No total foram capturadas 16 aves e marcadas com anilhas de três cores diferentes: verde, vermelho e prata. Todos os indivíduos marcados foram encontrados durante o período de observação sempre no mesmo local da captura e os indivíduos com anilhas verde e vermelho foram mais visualizados. Foram registrados 288 ninhos e em média 100 estavam ativos. Do total 70% dos ninhos encontravam-se sobre substratos antrópicos e 30% em áreas naturais. Apesar da área do Campus possuir uma boa cobertura vegetal, incluindo área de campo, APP e fragmentos florestais, constatou-se que a espécie tem preferência para construir seus ninhos em áreas urbanizadas, inclusive nos prédios do campus. Os resultados revelam que o território ocupado pelo *F. rufus* consiste numa área que reúne atributos importantes para a sua sobrevivência como alimentação, local para acasalamento e cuidados com seus descendentes. Constatou-se também que a espécie não costuma usar por duas estações reprodutivas o mesmo ninho, mas pode reconstruir e utilizar ninhos destruídos e abandonados pela espécie.

Palavras-chaves: Anilhamento. Territorialismo. Reprodução. Monitoramento.

[1] Intituto de Ciências Biológicas – Universidade de Passo Fundo (ea.eduardo13@gmail.com).
[2] Universidade de Passo Fundo
Apoio Financeiro: Universidade de Passo Fundo

VARIAÇÃO ONTOGENÉTICA NA DIETA DE *Heptapterus mustelinus* EM ARROIOS DE CABECEIRA DO SUL DO BRASIL

Leonardo Andre Mumbach Da Silva[1]
Amanda S. Barbosa[2]
Uwe H. Schulz[2]

Os peixes neotropicais em geral possuem ampla plasticidade trófica. As variações nos hábitos alimentares normalmente estão relacionadas com modificações no ambiente e desenvolvimento ontogenético. As modificações ontogenéticas na dieta minimizam gastos energéticos, riscos de predação e influenciam nas taxas de crescimento uma vez que durante o estágio juvenil os indivíduos se desenvolvem de forma isométrica investindo no crescimento corporal, já no estágio adulto ocorre investimento no crescimento gonadal (crescimento alométrico). Neste sentido, espera-se que indivíduos adultos tenham menos amplitude de nicho, sendo mais seletivos quanto à dieta do que os juvenis. O presente estudo tem como objetivo analisar ontogeneticamente a dieta de *Heptapterus mustelinus* em arroios de cabeceira do Sul do Brasil. As coletas foram realizadas entre dezembro de 2013 e março de 2014 na bacia hidrográfica do Rio do Sinos/RS, utilizado o método de pesca elétrica. Após a coleta os indivíduos foram eutanasiados e levado ao laboratório para avaliação do conteúdo estomacal. Para a classificação ontogenética foi calculada a frequência de comprimento no SPSS 23. Para verificar a preferência alimentar e amplitude de nicho em cada classe de comprimento foram calculados os Índices de Importância Relativa (IIR): IIR = (%V + %N) * %FO e amplitude do nicho (baseado no volume dos itens alimentares consumidos) padronizado de Levins(B'): B' = (1/n-1)[(1/S pij2)-1]. Foram analisados 295 estômagos e identificados 24 táxons de presas. A frequência de comprimento agrupou os indivíduos em quatro coortes distintas nomeadas em Classe I, II, III e IV. Todas as classes tiveram a ordem Trichoptera (Insecta) como principal recurso alimentar. A amplitude do nicho demonstrou que os indivíduos menores Classe I (3 a 6,2 cm) possuem o nicho mais amplo B' = 0,420 que os indivíduos adultos Classe IV (+ 13 cm) B'= 0,257. Os resultados analisados que evidenciam Trichoptera como principal alimento da espécie. Sendo Trichoptera o grupo mais abundante em pequenos arroios, a preferência alimentar estar relacionada provavelmente com a maior disponibilidade do recurso no ambiente. Os resultados quanto amplitude de nicho corroboram a hipótese do estudo que espera que indivíduos adultos sejam mais seletivos quanto a dieta.

Palavras-chaves: Dieta. Variação ontogenética. Heptapteridae.

[1] Laboratório de Ecologia de Peixes - Universidade do Vale do Rio dos Sinos (leonardo.mumbach@gmail.com).
[2] PPG - Unisinos - Universidade do Vale do Rio dos Sinos

ARTIFICIAL PERCHES FOR ECOLOGICAL RESTORATION: THE CONTRIBUTIONS OF BRAZILIAN UNIVERSITIES

Huilquer Francisco Vogel[1]
Ana Paula Weiwanko[2]
Alcemar Rodrigues Martello[2]
Jairo José Zocche[3]

The use of artificial perches as a nucleation technique is an alternative in the promotion of the low-cost restoration of degraded environments in a short period of time. In order to better understand the results obtained from the use of artificial perches, this work aimed to: (1) quantify, (2) spatialize and (3) synthesize the Brazilian academic works about environmental restoration projects that used artificial perches. Twenty studies carried out between 1997 and 2014 were found at several universities. Among them, 40% (n = 8) were undergraduate papers written at the end of the course, 35% (n = 7) constituted masters dissertations, 15% (n = 3) were represented by doctoral thesis and 10% (n = 2) by specialization monographs. This research was distributed into four terrestrial Brazilian's biomes, with 60% (n = 12) of the studies carried out in the Atlantic Forest and 20% (n = 4) in the Brazilian Savanna biomes. The rate of development/year is 1.17, what demonstrates that the study on artificial perches in nucleation is scarce. Although most of the analyzed documents emphasized the increase in the deposit of seeds under the perches, it is necessary to increase the understanding of ecological filters in limiting the establishment of post-dispersal seedlings.
Palavras-chaves: Nucleation. Birdlife. Seed rain.

[1] Ciências Biológicas - Universidade Estadual do Paraná (huilquer@hotmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Universidade Estadual do Paraná, União da Vitória.
[3] Ciências Biológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense.

DESINFECÇÃO DE ÁGUA CONTAMINADA COM *Escherichia coli* ATRAVÉS DE RADIAÇÃO UV

Thuany Regina Milesi[1]
Alexandre Matthiensen[2]

O agente infeccioso *Escherichia coli* causa diversas enfermidades em aves, como necroses em diferentes órgãos e problemas na absorção de nutrientes. A água pode atuar como veículo de contaminação dos animais e em função disso é importante o controle da qualidade através de diferentes métodos de desinfecção. A radiação ultravioleta (UV) pode ser empregada como uma tecnologia limpa de desinfecção, pois não gera subprodutos, não demanda a adição de reagentes químicos, não induz resistência dos agentes infecciosos e pode ter inativação superior à dos reagentes químicos. Visto a necessidade de ofertar água livre de agentes infecciosos às aves e a possibilidade de desinfecção limpa por meio da radiação UV, o objetivo deste trabalho foi testar a eficiência da desinfecção de amostras de água contaminadas com *E. coli* através de radiação UV. O experimento foi realizado em um sistema que reproduz o abastecimento de aviários em pequena escala. O sistema é composto por um tanque de 10 L conectado a uma lâmpada UV, por onde a água passa por gravidade, recebendo radiação e, em seguida, é descartada por uma torneira. É utilizada uma lâmpada germicida de mercúrio de baixa pressão (UVTrat), com dose na porção UV-C próximo de 6,5 mWs/cm² e comprimento de onda de 254 nm. O material consiste em amostras de água de açude contaminadas com coliformes em três concentrações. Uma amostra de água foi contaminada com dejeto suíno (concentração alta) e a partir dela foram feitas diluições de 0,5 (concentração média) e 0,1 (concentração baixa). De cada diluição, foram coletadas previamente duas alíquotas para análise de coliformes totais e *E. coli*. Em seguida, 10 L de cada amostra foram inseridos separadamente no sistema e a vazão foi ajustada para 1,5 L/h. Após alguns minutos no sistema, mais duas alíquotas de cada diluição foram coletadas para análise. Todos os resultados mostraram eliminação total dos microrganismos após a passagem pelo sistema: tanto para coliformes totais como para *E. coli*, nenhuma colônia se desenvolveu nas amostras que foram expostas à UV, atestando inativação total dos mesmos. Portanto, os resultados dos experimentos com coliformes comprovaram a eficiência da radiação UV para desinfecção da água nas condições testadas.

Palavras-chaves: Aviário. Qualidade de água. Tratamento de água. Radiação Ultra-violeta.

[1] CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - URI ERECHIM (thuryba@hotmail.com).
[2] Meio Ambiente - Embrapa - Suínos e Aves.

EFEITO DO COBRE SOBRE OS NÍVEIS DE CATALASE EM *Aegla* (CRUSTÁCEA, ANOMURA)

Bianca Rosa Gasparin[1]
Jaquilini F. G. Piassão [2]
Maicon O. De Paula[2]
Albanin A. M. Pereira[2]
Rogério L. Cansian[2]

Os metais estão entre os contaminantes mais comumente encontrados em ambientes aquáticos. O cobre (Cu) é um metal essencial atuando como componente estrutural de proteínas da cadeira respiratória, entre outras. No entanto, quando bioacumulado em quantidades elevadas torna-se tóxico e pode levar ao desenvolvimento de condições patológicas. Organismos bioindicadores são utilizados para avaliarem diversos contaminantes ambientais de seu habitat, incluindo os metais. Os crsutáceos do gênero *Aegla*, são organismos bentônicos considerados bons bioindicadores de qualidade de água por serem sensíveis a perturbações nos locais onde vivem. O objetivo deste trabalho foi avaliar se existe correlação entre os níveis de Cu na água e no corpo de *Aegla*, com a atividade da enzima catalase neste organismo. Os organismos foram coletados em seis riachos de 1ª ou 2ª ordem, distribuídos em três bacias hidrográficas da região do Alto Uruguai-RS (Bacia dos rios Suzana, Dourado e Ligeirinho-Leãozinho). Foram avaliados os níveis de cobre na água e nos organismos, e também realizados experimentos para medir a atividade da catalase (biomarcador antioxidante) nos exemplares de *Aegla*. Os resultados obtidos mostram que o nível de Cu não apresentou diferenças significativas entre as três bacias hidrográficas estudadas, por outro lado, as concentrações de Cu nos organismos coletados na bacia do rio Suzana foram menores quando comparados com os organismos provenientes das bacias dos rios Dourado e Ligeirinho-Leãozinho. Além disso, a quantificação de Cu foi sempre mais alta nas amostras de *Aegla* do que nas amostra de água dos locais de coleta, indicando bioacumulação do metal. A atividade da catalase se correlacionou negativamente com a quantidade de Cu acumulada por *Aegla*, o que está de acordo com dados de literatura que descrevem que este metal pode se ligar e inibir a ação da referida enzima.

Palavras-chaves: Bioindicadores. Metais pesados. Contaminação hídrica. biomarcador antioxidante.

[1] Ciências Biológicas - URI Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (bianca.gasparin@hotmail.com).
[2] Ciências Biológicas - URI Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

A UNIÃO FAZ A FORÇA: ATIVIDADE SINÉRGICA ENTRE HIFOMICETOS AQUÁTICOS E *Phylloicus* sp. ACELERA A DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES

Lucas E. Fontana[1]
Rozane M. Restello[2]
Adriana O. Medeiros[3]
Juliana S. D. Almeida[3]
Luiz U. Hepp[2]

A atividade de micro-organismos e fragmentadores tem papel fundamental na incorporação dos detritos orgânicos na cadeia trófica aquática. O entendimento das interações existentes entre estes organismos é fundamental para a compreensão do processo de decomposição da matéria orgânica e, assim, para a ciclagem de nutrientes. Os fungos hifomicetos aquáticos são considerados os principais micro-organismos decompositores dos ambientes aquáticos, enquanto que larvas de *Phylloicus* sp. são consideradas o invertebrado fragmentador típico de clima subtropical. Avaliamos a importância de hifomicetos aquáticos e *Phylloicus* sp. na decomposição de detritos foliares em riachos. Este estudo foi realizado em três riachos (Cravo, Dourado e Horto) de pequena ordem (<3ª ordem) de Mata Atlântica no sul do Brasil. Em cada riacho, foram incubados *litter bags* de malha fina e malha grossa contendo folhas de *Nectandra megapotamica.* Após 7, 19 e 39 dias, foram retirados blocos de *litter bags* para determinação dos coeficientes de decomposição, taxas de esporulação e abundância de fragmentadores. A densidade de *Phylloicus* sp. foi maior no riacho Horto ($F_{(2;18)}$=7,0; p=0,006), enquanto as taxas de esporulação foram maiores no riacho Dourado ($F_{(2;18)}$=4,0; p=0,036). Comparativamente, o riacho Cravo apresentou densidade de *Phylloicus* sp. e taxas de esporulação intermediárias entre os riachos e proporcionais entre si. Os coeficientes de decomposição gerados pela ação conjunta de hifomicetos aquáticos e *Phylloicus* sp. foram maiores no riacho Cravo (k=-0,040±0,009 dia^{-1}) ($F_{(2;6)}$=6,8; p=0,028). Por outro lado, os coeficientes de decomposição gerados apenas por hifomicetos aquáticos ($F_{(2;6)}$=0,2; p=0,78) e *Phylloicus* sp. ($F_{(2;6)}$=5,0; p=0,05) foram semelhantes entre os riachos. Em situações onde a densidade de *Phylloicus* sp. e taxa de esporulação são proporcionais (por ex. no riacho Cravo), a interação sinérgica entre esses dois grupos de organismos acelerou a decomposição do detrito foliar. Entretanto, onde houve predomínio de espécies de hifomicetos aquáticos (riacho Dourado) ou *Phylloicus* sp. (riacho Horto) a decomposição dos detritos foliares foram, comparativamente, menores que o riacho Cravo, sustentando nosso argumento. Concluímos que hifomicetos aquáticos e *Phylloicus* sp. contribuem de maneira distinta no processo de decomposição de detritos em clima subtropical. Nestes ambientes, a ação sinérgica entre fragmentadores e hifomicetos aquáticos impulsiona o processo de decomposição.

Palavras-Chave: Interação Interespecíficas. Ciclagem de Nutrientes. Ecossistemas Aquáticos. Mata Atlântica. Riachos Subtropicais.

[1] Programa de Pós-Graduação - Mestrado em Ecologia, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim), Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, Rio Grande do Sul, Brasil (lucaseugenio.fontana@yahoo.com.br).
[2] Programa de Pós-Graduação - Mestrado em Ecologia, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim).
[3] Laboratório de Microbiologia Ambiental, Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Campus Universitário de Ondina, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, Bahia, Brasil.

EDUCAÇÃO E MOBILIZAÇÃO SOCIAL EM SANEAMENTO AMBIENTAL

Emanuele Ariane Kreps[1]
Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[2]

Neste trabalho é descrito um processo de formação de educadores ambientais, realizado no ano de 2016, na região Norte do Rio Grande do Sul (RS), com o intuito de desencadear reflexões e ações voltadas ao saneamento ambiental. O projeto abrangeu o território do Coletivo Educador do Alto Uruguai Gaúcho, que compreende 32 municípios situados no Norte do Estado. Adotou uma metodologia participativa, priorizando a participação dos atores sociais e o diálogo. Este foi desenvolvido em algumas etapas: 1ª Etapa - Construção coletiva de um processo de formação de educadores ambientais: aconteceu durante os meses de junho e julho/2016 em reuniões de trabalho envolvendo as entidades e pessoas integrantes do Pessoas que Aprendem Participando (PAP1), ou seja, entidades e pessoas que congregam o Coletivo Educador; 2ª Etapa - Formação de Educadores Ambientais: foi realizado um Curso, com carga-horária de 60 horas, destinado aos PAP2, ou seja, educadores ambientais representantes dos diferentes segmentos sociais dos municípios que integram o território do Coletivo Educador. O curso de formação aconteceu nos meses de agosto e setembro/2016 para 120 profissionais, enfatizando alguns temas: água, resíduos sólidos, esgotamento sanitário; 3ª Etapa - Elaboração coletiva de um projeto de intervenção; 4ª Etapa - Desenvolvimento do projeto nos municípios: iniciou-se em novembro de 2016. As ações de educação ambiental, coordenadas pelos integrantes do PAP2, abrangeram inúmeras comunidades de aprendizagem, com o envolvimento de diferentes atores sociais. A formação de diferentes atores sociais, voltada às demandas das diferentes comunidades de aprendizagem vem acontecendo por meio de palestras, oficinas (resíduos sólidos, compostagem, tratamento de água e esgoto, controle de vetores), dias de campo (tratamento de esgotos e proteção de fontes), visitas guiadas, exibição e discussão de videodocumentários, relatos de experiências, entrevistas nas rádios, entre outras. 5ª Etapa - Socialização das experiências desenvolvidas nos municípios: aconteceu por meio de um Seminário Socializador dos trabalhos desenvolvidos, onde o grupo de cada município relatou e avaliou as experiências vivenciadas com os diferentes atores sociais envolvidos. O trabalho contribuiu para o fortalecimento da educação ambiental para a sustentabilidade, por meio de práticas educativas participativas e continuadas, no território do Alto Uruguai Gaúcho. A educação foi voltada para a transformação, ou seja, possibilitou a compreensão de que: i) o saneamento ambiental é um direito humano; ii) a constituição de um território sustentável exige investimentos em saneamento; iii) de que as ações de saneamento devem atender a requisitos técnicos, ambientais, sociais e econômicos. O processo de Educação Ambiental mobilizou algumas comunidades a envolver-se no processo participativo de construção dos Planos Municipais de Saneamento Básico.

Palavras-chaves: Educação ambiental. Intervenção social. Educadores Ambientais.

[1] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - Erechim (manukreps@hotmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - Erechim.
Apoio Financeiro: FURI Erechim

EDUCAÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA - UMA EXPERIÊNCIA COM ESTUDANTES DO CURSO NORMAL

Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[1]
Emanuele Ariane Kreps[2]
Fabiula Warnava[2]
Bianca Rosa Gasparin[2]
Taciana Vendruscolo [3]

Neste trabalho descrevemos uma intervenção educacional desenvolvida com os estudantes da Escola Estadual Normal José Bonifácio, situada no município de Erechim, RS, com o objetivo contribuir na compreensão, reflexão e sensibilização das futuras professoras da educação infantil e séries iniciais, sobre a importância da conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. O trabalho, coordenado pela equipe do Programa Institucional de Bolsa de Iniciação à Docência (PIBID) - Biologia, partiu de estudos anteriores que demonstraram a falta de conhecimentos, ausência de afeição e de sentimento de pertencimento a Mata Atlântica pelos estudantes da região. O processo foi realizado no período de março a maio de 2017, em algumas etapas: 1ª Etapa – Planejamento envolvendo os docentes do Curso Normal e a Equipe PIBID Biologia, de um processo de formação sobre o estudo dos biomas brasileiros, especialmente sobre a Mata Atlântica, integrando as disciplinas de formação geral e disciplinas de formação pedagógica, em torno do tema, que também foi objeto da Campanha da Fraternidade 2017; 2ª Etapa - Realização de oficinas pedagógicas com as estudantes do Curso Normal para estudo sobre o tema. As oficinas organizadas em três momentos pedagógicos (problematização inicial, organização do conhecimento e aplicação do conhecimento) priorizaram os seguintes temas: biomas brasileiros e suas características; localização, biodiversidade, serviços ambientais, ameaças, estratégias para a conservação da diversidade natural e cultural da Mata Atlântica; 3ª Etapa – Planejamento, com as estudantes do Curso Normal, de um projeto de trabalho interdisciplinar sobre a Mata Atlântica, destinado aos estudantes das séries iniciais do ensino fundamental da escola e produção de materiais didáticos para este público; 4ª Etapa – Realização do trabalho planejado com as crianças da Escola, por meio da utilização de inúmeras estratégias e recursos metodológicos. A avaliação coletiva do processo evidenciou a importância da intervenção desenvolvida pela equipe PIBID na formação ambiental das futuras educadores das séries iniciais. A formação gerou mudanças significativas nas percepções das normalistas sobre a Mata Atlântica, ampliando o saber ambiental e contribuindo para a formação de valores associados à sua conservação.
Palavras-chaves: Educação ambiental. Mata atlântica. Pampa. Intervenção educacional.

[1] Ciências Biológicas - URI (sbz@uri.com.br).
[2] Ciências Biológicas - URI Erechim.
[3] Ciências Biológicas - E.E.N.José Bonifácio.

O QUE PENSAM OS ESTUDANTES DO OESTE DE SANTA CATARINA SOBRE AS PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA?

Alanza Mara Zanini[1]
Elisabete Maria Zanin[2]
Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[2]

A Mata Atlântica é o segundo maior bioma tropical americano, considerada um dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade. Em decorrência da pressão antrópica, o bioma enfrenta hoje problemas na dinâmica natural do seu sistema, com mais de 90% da área original já devastada. Um dos fatores que pode acelerar a sua degradação é o desconhecimento da importância e do valor ecológico-científico do bioma. Este estudo teve como objetivo conhecer as preferências e percepções de estudantes sobre as paisagens da Mata Atlântica. A pesquisa envolveu 270 estudantes do 3º ano do ensino médio, das escolas públicas e privadas de municípios situados no Oeste de Santa Catarina, Sul do Brasil. O diagnóstico foi realizado por meio da aplicação de questionários, com questões abertas e fechadas, acompanhados de um conjunto de imagens para a indicação das paisagens que os estudantes identificavam como pertencentes ao bioma, bem como a paisagem preferida e motivos de escolha. Os estudantes consideram as paisagens da Mata Atlântica "diversificadas" (n=209 citações), "lindas" (n=165) e "atrativas" (n=153). As paisagens preferidas foram: ecossistema litorâneo (25,8%), Floresta Estacional com cachoeira (23,6%) e Floresta Ombrófila Mista (10,9%). Certas paisagens demonstraram, além da preferência, o sentimento dos estudantes para com elas: como por exemplo, a paisagem da praia, que pode refletir o recolhimento e a tranquilidade. Considerando a tipologia de valores de Kellert (1996), 54,6% justificaram a preferência da paisagem por valores estéticos (beleza física da natureza), seguida de valores naturalistas (14,6%) (satisfação com contatos diretos com a natureza), humanistas (10,5%) (sentimentos emocionais profundos a elementos individuais da natureza) e utilitaristas (7,5%) (exploração prática e material da natureza). A qualidade estética é considerada para as paisagens pouco alteradas e com o ideal de natureza intocada; o que também pode estar associado com valores moralistas, no sentido de manter a paisagem preservada, referenciados por 8,6%. O valor estético, recorrente na preferência por paisagens, evidencia a necessidade de práticas educativas que demonstrem a relevância da Mata Atlântica como um todo, uma vez que esse valor pode prejudicar a conservação dos ecossistemas menos valorizados sob o ponto de vista estético, como os manguezais e banhados.

Palavras-chaves: Educação básica;. Bioma;. Percepção ambiental;. Conservação;. Educação ambiental.

[1] Professora de Ciências e Biologia - Colégio Exponencial (alanzabiologia@gmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Mestrado em Ecologia - URI Erechim.

PERCEPÇÕES DE ESTUDANTES SOBRE OS BIOMAS DO SUL DO BRASIL: SUBSÍDIOS PARA PROCESSOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Jéssica Morgan Anselmini[1]
Poliana Louzada[2]
Janice Cominetti[2]
Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[2]

Este trabalho tem por objetivo identificar e caracterizar as percepções dos estudantes da educação básica sobre os Biomas Mata Atlântica e Pampa. A pesquisa abrangeu estudantes de duas escolas da rede pública estadual de Erechim atendidos pelo Programa Institucional de Iniciação à Docência – PIBID Biologia da URI – Erechim: E.E.E.Fundamental Bela Vista e E.E.Normal José Bonifácio. Participaram do estudo 100 estudantes, sendo 50 do 9º ano do ensino fundamental e 50 do 3º ano do ensino médio (25 estudantes do ensino médio regular e 25 estudantes do Ensino Médio Normal, ou seja, estudantes que estão concluindo o curso de formação para professores), sorteados entre os estudantes regularmente matriculados nas escolas. Os dados foram coletados no primeiro semestre de 2017, por meio da aplicação de um questionário semi-estruturado que contemplou alguns temas: a) definição de bioma; b) principais características da Mata Atlântica e Pampa; c) biodiversidade do Pampa e da Mata Atlântica. Também os estudantes deveriam localizar a Mata Atlântica e o Pampa no Mapa do Brasil e informar o bioma em que residem. Por meio da análise dos questionários foi possível verificar que: i) 63% dos estudantes declaram residir no Pampa, desconhecendo que o território em que moram pertence ao bioma Mata Atlântica; 32% declaram não saber o bioma em que reside e apenas 4% afirmam viver na Mata Atlântica; ii) para 19% dos estudantes que a Mata Atlântica é um ambiente biodiverso, constituído por mata fechada e espécies de grande porte (28%), com clima chuvoso, típico do bioma (5%); iii) o Pampa foi caracterizado por apresentar vegetação rasteira, com poucas árvores (23%) e estações do ano bem definidas. Sobre a localização dos biomas no Mapa do Brasil: i) 62% afirmaram não saber localizar a Mata Atlântica; 18% a localizaram no território da Amazônia, e os demais (6%) especialmente na região sudeste brasileira; ii) já para o bioma Pampa, 16% respondeu que ele está localiza em todo o RS, 58% não soube responder, e apenas 6% respondeu corretamente. Os estudantes não reconhecem que as formações florestais da região em que vivem pertencem à Mata Atlântica, além de apresentarem dificuldades para identificar e listar espécies animais e vegetais ocorrentes na Mata Atlântica e no Pampa. Não foram identificadas diferenças significativas nas percepções dos dois grupos pesquisados. Este estudo de percepção ambiental possibilitou compreender os conhecimentos dos estudantes a respeito dos biomas do Sul do País. A partir de tal compreensão foi possível subsidiar o planejamento e desenvolvimento de um projeto de intervenção educacional junto às Escolas, mobilizando às mesmas para a investigação sobre os biomas e a adoção de práticas voltadas à conservação da biodiversidade, favorecendo propostas que considerem as necessidades locais e possibilitem o engajamento da comunidade escolar.

Palavras-chaves: Intervenção educacional. Educação ambiental. Estudantes. Ensino. Aprendizagem.

[1] Ciências biológicas – Uri Campus Erechim (jessica.anselmini@hotmail.com).
[2] Ciências Biológicas - Uri Campus Erechim

PREFERÊNCIA VISUAL DA PAISAGEM POR AGRICULTORES FAMILIARES DO SUL DO BRASIL

Siderlania Kelia Leite[1]
Giovana Secretti Vendruscolo[2]
Arlene Anélia Renk[3]
Camila Kissmann[4]

Agricultores obtém seu sustento com o manejo da terra, percebendo diretamente as mudanças ambientais e sociais sofridas pela paisagem. A preferência de paisagem é determinada por fatores inerentes ao indivíduo, estando de acordo com suas experiências culturais e sociais. No geral, as paisagens preferidas estão relacionadas com ambientes naturais, com presença de vegetação e água. Idade e gênero são variáveis que podem influenciar na preferência da paisagem, sendo, principalmente, a sensação de segurança relacionada com a idade e a estética com o gênero. Nosso estudo foi conduzido com agricultores da região Oeste de Santa Catarina, sul do Brasil, com objetivo de analisar a preferência visual da paisagem por agricultores e avaliar se idade e gênero são variáveis relacionadas com esta preferência. A coleta de dados foi realizada por meio de entrevistas individuais, aplicadas nas residências dos participantes da pesquisa. A entrevista foi constituída por entrevista semiestruturada, para coleta de dados socioculturais e teste de preferências de paisagem, utilizando fotografias que representam paisagens comuns na região de estudo. Por meio do método Q, análise multivariada e testes estatísticos nós identificamos discursos, e a influência da idade e gênero sobre esta preferência. Nós identificamos três fatores de preferência de paisagem: paisagem natural como apreciação e recreação; paisagem rural como familiaridade e paisagem cultural. Foi consenso a rejeição por paisagem degradada, com silvicultura e com predomínio de infraestrutura urbana sem elementos naturais. Quanto menor a idade, maior a preferência por paisagens naturais, de contemplação e recreação e quanto maior a idade, maior a preferência por paisagens urbanas, com elementos naturais. Em relação ao gênero, só detectamos diferença quanto a paisagem com silvicultura. Nosso estudo demonstrou que elementos naturais, com vegetação nativa e água, são preferidos na paisagem. Já, degradação ambiental, silvicultura e ambientes urbanos não arborizados foram rejeitados. Mudanças na paisagem são processos inevitáveis, sendo importante levar em conta a percepção dos residentes locais na gestão de espaços rurais e urbanos, buscando o bem-estar humano aliado com a conservação ambiental.

Palavras-chaves: Paisagem cultural. Elementos da paisagem. Percepção ambiental . Método q. Análise do discurso.

[1] Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais - Universidade Comunitária da Região de Chapecó - Unochapecó (syda@unochapeco.edu.br).
[2] Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical - Universidade Federal de Integração Latino-Americana – UNILA.
[3] Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais - Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ.
[4] Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.
Apoio Financeiro: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

TRILHA ECOLÓGICA COMO INSTRUMENTO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ÁREA VERDE DA URI - CAMPUS DE SANTO ÂNGELO - RS

Alexandre Schneider Hillesheim[1]
Maria L. T. Flores[2]

A pesquisa foi desenvolvida em uma área verde localizada no Campus da URI Santo Ângelo - RS. Teve por objetivo a implantação de uma trilha ecológica a ser utilizada para fins de atividades de educação ambiental que explorem o contato direto com o ambiente natural a fim de sensibilizar os participantes quanto a problemática ambiental. A metodologia utilizada para o desenvolvimento do projeto contou com visitações in loco para caracterização da área de estudo, confecção de placas identificativas de espécies vegetais do local, levantamento cartográfico da área por meio de GPS e imagens via-satélite, definição e restauração do trajeto que será utilizado para as atividades educativas, elaboração do itinerário da trilha ecológica e um guia informativo para orientar os visitantes. A modalidade para as atividades de educação ambiental a serem realizadas na área é a de interpretação ambiental, que faz uso do espaço natural proporcionando o contato direto com a natureza. A área verde da URI caracteriza-se por ser um fragmento florestal característico do bioma Mata Atlântica, além da exuberância vegetal, o local possui ainda atrativos naturais, como cachoeiras, córregos e paisagens cênicas que compõem uma formação praticamente exclusiva das florestas sulinas. Espera-se que as trilhas ecológicas realizadas na URI possam contribuir positivamente para a disseminação da educação ambiental, promovendo a sensibilização dos participantes quanto a conservação da natureza e que também possa ser utilizada como recurso para projetos de pesquisa e extensão, transformando a área em um campo educativo, e por fim, contribuir para diversificação das atividades proporcionadas no Campus.

Palavras-chaves: Trilha ecológica. Educação ambiental. Conservação da natureza.

[1] Ciências Biológicas - URI - Santo Ângelo (alexandrehill@hotmail.com).
[2] Departamento de Ciências Biológicas - URI - Campus de Santo Ângelo - RS.
Apoio Financeiro: URI - Campus de Santo Ângelo - RS

RECUPERAÇÃO DA ÁREA DEGRADADA POR SUPRESSÃO VEGETAL ILEGAL

Elisandra Mottin Freschi[1]
Marcelo Freschi[2]
Leonardo Pompelli Zanatta[2]
Márcio Freschi[3]
Giceli A. Belegante Freschi[2]

A vegetação nativa dos ecossistemas de um modo geral funcionam como filtros retendo os resíduos poluentes que afetam a saúde humana e dos animais, assim também melhorando a qualidade do ar que precisamos para viver. A eliminação quase total das florestas pode ocasionar problemas ambientais, tais como a extinção de espécies, mudanças climáticas, erosão dos solos e assoreamento dos cursos d'água. A supressão sem autorização pode resultar em vários problemas uma vez que é ilegal. A vegetação nativa só pode ser suprimida mediante emissão pelo órgão ambiental competente do alvará florestal, o qual é baseado na legislação em vigor para autorizar ou não o corte da vegetação que se solicita retirar. A área do estudo foi a de um produtor rural que executou a supressão de alguns exemplares de pinheiro nativo do sul do Brasil sem autorização do órgão ambiental competente. Nesse caso o processo foi julgado e como forma de compensação ambiental foi solicitado a elaboração por profissional habilitado do PRAD (Projeto de Recuperação de Área Degradada). Na aprovação desse documento ficou determinada a compensação por meio do plantio de mudas de espécies florestais nativas junto a uma Área de Preservação Permanente (APP) da propriedade que também não possuía vegetação ribeirinha. Para o local, se efetuou o plantio intercalado entre linhas e fileiras de espécies nativas de diferentes ciclos de crescimento. Também foi mantida a vegetação arbórea, precursora e as gramíneas que já estavam se desenvolvendo. Periodicamente estão sendo realizadas atividades de replantio das mudas, tratos culturais e visitas de monitoramento para avaliar o índice de sobrevivência das mudas, a regeneração natural e a recuperação da APP. As visitas periódicas têm como principal objetivo além de verificar o crescimento, combater as formigas e efetuar a limpeza de manutenção por meio do coroamento no entorno das mudas. A última avaliação demonstra que até o momento, a taxa de sobrevivência é de 91% dos exemplares. A recomposição florestal da APP encontra-se de acordo com o esperado para esses dois primeiros anos do monitoramento.

Palavras-chave: legislação; supressão; dano ambiental; mudas nativas; tratos culturais.

[1] Professor, Facc- Faculdade Concórdia. (freschimarcio@gmail.com).
[2] Estagiário, Escritório Ambiental Freschi Ltda.
[3] Professor, Facc- Faculdade Concórdia.

RESTAURAÇÃO AMBIENTAL DE UMA ÁREA EM QUE HOUVE A DRENAGEM DE UM BANHADO

Márcio Freschi[1]
Elisandra Mottin Freschi[2]
Marcelo Freschi, Estagiário[3]
Giceli A. Belegante Freschi, Estagiário[3]
Leonardo Pompelli Zanatta[4]

A restauração ambiental de uma área degradada pode derivar de um crime ambiental. Para o local alvo do estudo o órgão ambiental competente investigou o crime de canalização de um banhado superficial que drenava suas águas para um riacho próximo, favorecendo assim a secagem do solo para uso desse espaço como cultivo agrícola. Diante do fato houve a elaboração de um PRAD (Projeto de Recuperação de Área Degradada) que visa a compensação do crime ambiental. Para compensar o dano causado a natureza o investigado se comprometeu a executar as medidas mitigatórias e compensatórias a fim de garantir a restauração ambiental. Foi elaborado e aprovado junto ao órgão ambiental competente um projeto contendo medidas que propiciam condições para restabelecer o equilíbrio ambiental e/ou minimizar os efeitos do impacto junto a esse ecossistema. As valas abertas para secagem do banhado foram fechadas e niveladas. A área foi toda cercada para que não haja mais a passagem de implementos agrícolas e bovinos no espaço que se encontra em processo de restauração. Em seguida foi efetuado o plantio de mudas nativas no entorno da área. Houve a instalação de poleiros secos para que espécies de pássaros pudessem revoar e defecar na área depositando sementes. Para o espaço ocorreu a germinação de sementes existentes no solo que também está contribuindo para a recuperação da área degradada. Estão sendo realizadas visitas a cada 60 dias para avaliar o índice de sobrevivência das mudas plantadas, a regeneração natural e a recuperação do banhado. Periodicamente ocorre o replantio de mudas, são realizados os tratos culturais e o monitoramento das formigas. O emprego dessas técnicas favorece a criação de um habitat para que as mudas pioneiras e a regeneração natural se estabeleçam novamente. Aos poucos a sucessão ecológica toma conta e com o passar do tempo a área está retornando a ser o que era no passado.

Palavras-chave: Legislação; Projeto de recuperação de área degradada; Área de Preservação Permanente; readequação; monitoramento ambiental.

[1] Professor, Facc- Faculdade Concórdia. (freschimarcio@gmail.com).
[2] Professor, Facc- Faculdade Concórdia.
[3] Escritório Ambiental Freschi Ltda.
[4] Estagiário, Escritório Ambiental Freschi Ltda.

LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA DE GESTÃO

Marcelo Freschi[1]
Márcio Freschi[2]
Elisandra Mottin Freschi[3]
Giceli A Belegante Freschi[1]
Leonardo Pompelli Zanatta[1]

Um tema que cada vez mais ganha adeptos entre a comunidade ambientalista é sobre o cenário que pretendemos repassar para as futuras gerações. Nesse contexto a questão do Licenciamento Ambiental é uma exigência legal e uma ferramenta do poder público para o controle ambiental e por meio do qual são estabelecidos condições e limites para o exercício de determinadas atividades e empreendimentos. Percebemos que investimentos que dependem do licenciamento para desenvolver atividades econômicas o encaram como grande vilão do desenvolvimento. Com o presente trabalho pretendemos mostrar que o desenvolvimento não é conceito matemático, mas um conjunto de ações que traz embutido valores de equilíbrio, de inclusão e oportunidades de realização dos potenciais humanos e sociais. Para o melhor entendimento deste tema optou-se por delimitar um estudo com foco no processo de licenciamento ambiental, por considerar-se que é a base estrutural do tratamento que deve ser dado as questões ambientais pelas empresas que utilizam recursos naturais ou que sejam consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras. Buscou-se subsidiar o estudo numa pesquisa bibliográfica com análise de conteúdo documental, legislação vigente, etc. Espera-se, ao final, oferecer colaboração à comunidade acadêmica, tecendo considerações sobre o licenciamento ambiental e a necessidade de adoção de medidas que venham contribuir com o desenvolvimento local e global. Podemos citar como exemplo, quando em setembro de 2016, foi realizado seminário na FURG, tratou-se do tema "Municipalização: construindo um novo paradigma para o licenciamento ambiental". Com objetivo de demonstrar o que poucos ainda perceberam, que o licenciamento ambiental pode ser a solução de muitos problemas produzidos pela burocracia administrativa, especialmente devido à sua amplitude como instrumento de gestão. O desconhecimento do tema pode ser o grande inimigo de qualquer projeto de modificação e a maior parte dos gestores públicos não busca conhecer com profundidade a importância do licenciamento ambiental. Além de ser uma exigência legal é uma ferramenta do poder público para o controle ambiental.

Palavras-chave: Legislação; gestão ambiental; ferramenta; pesquisa; equilíbrio.

[1] Estagiário, Escritório Ambiental Freschi Ltda. (freschimarcio@gmail.com).
[2] Professor, Facc- Faculdade Concórdia.
[3] Professor, Facc- Faculdade Concórdia.

O PROGRAMA ALERTA AMBIENTAL COMO FERRAMENTA DE EDUCOMUNICAÇÃO NA REGIÃO DO ALTO URUGUAI GAÚCHO

Aline Pompermaier[1]
Neusa Andreolla[2]

A partir da Revolução Industrial, os modos tradicionais de produção foram substituídos pela produção em massa, possibilitando o aumento no consumo de bens e serviços. Consequentemente, o ambiente passou a ser degradado de forma progressiva e sem controle, ocasionando significativa perda de biodiversidade. Somente a partir da década de 1970, a humanidade começou a tomar consciência da crise ambiental que as atividades antrópicas têm causado no planeta e passou a considerar a necessidade urgente de conservação dos recursos naturais. Mas, para isso, é preciso que, além de soluções políticas e tecnológicas, haja também uma mudança nos modos de pensar e agir das pessoas em torno das questões ambientais, o que envolve um novo estilo de vida, fundamentado no consumo consciente aliado a práticas ecologicamente sustentáveis. Uma alternativa capaz de possibilitar essa mudança consiste no uso da Educomunicação Socioambiental, prática comunicativa comprometida com a ética da sustentabilidade e importante ferramenta na formação de sujeitos ecológicos. Com base nisso, criou-se em 2013 e foi reeditado em 2014, 2015, 2016 e 2017, o Projeto Socioeducativo Alerta Ambiental, o qual consiste na organização e realização de pequenos programas radiofônicos com o objetivo de oferecer à população da Região do Alto Uruguai Gaúcho, informações técnicas relacionadas às questões do uso e conservação dos recursos naturais. Os programas são desenvolvidos pelos acadêmicos do curso de Gestão Ambiental da UERGS em Erechim, RS, e vão ao ar todos os sábados, na rádio Cultura FM 105.9, do municípiode Erechim, RS, onde são realizados debates/entrevistas sobre diversos temas relacionados ao meio ambiente e sua conservação. Como resultado, destaca-se o aperfeiçoamento teórico-prático dos conhecimentos construídos em sala de aula, por parte dos acadêmicos integrantes do projeto. Ressalta-se também, que através de um espaço comunicativo de massa, os programas não apenas sensibilizam os ouvintes sobre os diferentes problemas ambientais, mas também, disseminam conhecimentos e informações que possibilitam aos mesmos serem agentes de mudança no uso racional dos recursos naturais e na conservação dos ecossistemas. Conclui-se, portanto, que o programa Alerta Ambiental é uma importante ferramenta de Educomunicação, capaz de contribuir para minimizar a perda de biodiversidade devido às ações antrópicas.

Palavras-chave: Conservação. Educomunicação Socioambiental. Meio Ambiente. Programa Radiofônico. Sustentabilidade.

[1] Gestora Ambiental. (alinepompermaier@yahoo.com.br).
[2] Professora Orientadora, UERGS Erechim, RS.

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ESPÉCIES DE OCOTEA AUBL.(LAURACEAE) NA AMÉRICA DO SUL

Marcela Adriana de Souza Leite[1]
Jean Carlos Budke[2]

A conservação da diversidade biológica requer informações precisas sobre a distribuição das espécies para predizer a distribuição potencial no espaço e cenários de mudanças climáticas. Este trabalho teve como objetivo analisar os fatores que influenciam o padrão distribuição geográfica de cinco espécies de Ocotea Aubl. (Lauraceae) na América do Sul. Criou-se um banco de dados com os registros de ocorrência das espécies, provenientes de coleções de museus e herbários indexados na plataforma Species-Link e Treeatlan 2.0, dados primários e literatura científica. Esta base de dados foi utilizada para gerar mapas de previsões de distribuição para cada espécie, usando o algoritmo MaxEnt. As variáveis ambientais utilizadas foram obtidas junto à plataforma Wordclim, e selecionadas a partir de uma análise de ordenação (PCA), evitando-se variáveis colineares. As espécies O. porosa e O. pulchella destacaram-se nas maiores altitudes, chegando a 893±295,2 m e 752,5±385,4 m, respectivamente. As mesmas espécies estiveram associadas a 23 baixas temperaturas médias anuais (O. porosa: 17,1±1,6 ºC e O. pulchella: 18,7±2,1 ºC) e alta sazonalidade térmica, com medianas de 28,61±26,9 e 27,71±58, respectivamente. O. diospyrifolia (11,7±1,27 ºC) e O. pulchella (11,3±1,53 ºC) foram mais tolerantes a grandes amplitudes térmicas. Quanto à precipitação, as espécies O. odorifera (214±55,5 mm) e O. diospyrifolia (204±54,5 mm) estiveram associadas à elevada precipitação no mês mais úmido. Ocotea odorifera (55 ± 34 mm) também teve relação com a precipitação no mês mais seco, demonstrando tolerância à amplitude desta variável, ao contrário de O. porosa, que se mostrou intolerante à baixa precipitação. A espécie O. puberula apresentou a maior área de distribuição, refletindo em elevada plasticidade ambiental. A adequabilidade máxima comum ao grupo, configurada pelo arranjo espacial das variáveis geoclimáticas, apresenta um padrão bem definido, fortemente associado ao domínio da Mata Atlântica no Sul e Sudeste do Brasil e países limítrofes, principalmente nas fitofisionomias da Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa e Florestas Estacionais Decíduas e Semidecíduas.

Palavras-chave: Distribuição Espacial. Variáveis Ambientais. Variáveis Geoclimáticas.

[1] Bióloga, Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal – ECOSSIS, Depto. de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI – Campus de Erechim, RS, Brasil. Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, RS, Brasil. CEP 99700-000. Tel. +55 54 35209000-r. 9024. E-mail: marcelaleite1@hotmail.com

[2] Professor/Doutor do Departamento de Ciências Biológicas/PPG Ecologia–Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal – ECOSSIS, Depto. de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI – Campus de Erechim, RS, Brasil. Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, RS, Brasil. CEP 99700-000. Tel. +55 54 35209000-r. 9024. E-mail: jean@uricer.edu.br

PERCEPÇÃO DE AGRICULTORES SOBRE A MUDANÇA NA PAISAGEM DO SUL DO BRASIL

Siderlania Kelia Leite[1]
Giovana Secretti Vendruscolo[2]
Arlene Anélia Renk[1, 3]
Camila Kissmann[1, 4]

RESUMO

Estudos sobre a percepção da paisagem são fundamentais para a compreensão dos significados que as sociedades atribuem ao espaço. A paisagem pode ser definida pelos significados culturais que possuem para as populações, além de levar em conta seus elementos físicos e biológicos, sendo ambos importantes na gestão ambiental. Com base nisto, o objetivo deste estudo foi analisar as percepções de agricultores residentes na região Oeste de Santa Catarina (Sul do Brasil) sobre a paisagem e sua dinâmica e investigar a influência da idade e do gênero sobre estas percepções. Os dados foram coletados por meio de entrevistas semiestruturadas e do Método Q. Para o Método Q usamos sentenças que continham informações sobre a paisagem regional e sua dinâmica temporal, história de ocupação da região e conservação ambiental e socioambiental. Os dados foram submetidos à análise de fatores para identificar discursos, análise multivariada para observar padrões entre as respostas e testes de significância para comparar faixas etárias e gêneros. Nós identificamos três fatores que representam a percepção dos agricultores sobre a paisagem: discurso naturalista, social e socioambiental. Observamos diferenças nas preferências de paisagem (passado e presente) entre as faixas etárias (sendo que os mais jovens possuem a visão mais naturalista da paisagem e preferem a paisagem do passado), porém, não observamos diferenças quanto ao gênero. Nossos resultados demonstram que os agricultores percebem as mudanças na paisagem e a degradação ambiental ocorrida na região de estudo nas últimas décadas, bem como as questões sociais envolvidas com estas mudanças, e consideram importante a conservação do ambiente.

Palavras-chave: Percepção da paisagem. Dinâmica da paisagem. Metodologia Q. Paisagem rural. Conservação ambiental.

INTRODUÇÃO

No conceito de paisagem, alguns autores levam em consideração as pessoas e suas percepções, além dos elementos físicos. Neste sentido, a paisagem está associada às ideias de espaço, natureza, cultura, tempo, escala e, ainda, à percepção do homem como observador e/ou agente transformador (RIBEIRO, 2007). Meinig (2002) define paisagem como sendo parte da interpretação do observador, de modo que ela está diante dos seus olhos, mas torna-se real apenas quando o observador se torna consciente disto e lhe atribui significados. Este

[1] Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais (PPGCA) da Unochapecó, Chapecó, Santa Catarina Brasil. syda@unochapeco.edu.br
[2] Universidade Federal de Integração Latino-Americana – UNILA, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil.
[3] Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais (PPGCA) da Unochapecó, Chapecó, Santa Catarina Brasil.
[4] Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, Instituto de Biociências, Botucatu, São Paulo, Brasil.

conceito está relacionado com afetividade (topofilia) ou aversão (topofobia) a um determinado espaço (TUAN, 1980).

Na região Oeste de Santa Catarina, as principais transformações da paisagem estão relacionadas com o extrativismo florestal seletivo, a retirada da cobertura vegetal para a implantação de lavouras e pastagens (entre 1920 e 1940, principalmente); a incorporação da agricultura convencional (1960-1970) e da silvicultura (1970-1980); e atualmente, a implantação de hidrelétricas (RENK e WINCKLER, 2013). As mudanças na paisagem ocorrem como resultado de mudanças sociais, econômicas, demográficas, tecnológicas e das opções de subsistência (BIELING, 2013), além de ocorrerem de forma natural, sem interferência humana (KAYMAZ, 2012).

Alguns estudos de percepção da paisagem têm demonstrado que esta pode ser influenciada pela idade, gênero, classe social e familiaridade do entrevistado com o ambiente (MILCU et al., 2014; SOY-MASSONI et al., 2016). Conhecer como grupos de pessoas percebem e se relacionam com a paisagem é uma importante estratégia de gestão ambiental visando a conservação do ambiente, pois permite proporcionar uma melhor adaptação das comunidades aos processos de mudança. Este estudo tem como objetivo analisar as percepções sobre a paisagem por agricultores do Sul do Brasil, investigando se existe diferença na percepção quanto ao gênero e idade.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida na região Oeste de Santa Catarina, Sul do Brasil. A paisagem rural da região é composta principalmente por áreas agrícolas, pastagens e silvicultura de eucalipto e pequenos fragmentos de floresta nativa. A Região pertence ao Domínio da Mata Atlântica, com Floresta Estacional e Floresta Ombrófila Mista, além de zonas de transição entre estas duas fitofisionomias.

Esta pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa com seres humanos da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (protocolo: 1.482.875/2016). A amostra foi composta por 90 informantes, estratificada por gênero e idade: 45 homens e 45 mulheres; 30 informantes com idade entre 18 e 30 anos, 30 informantes com idade entre 31 e 50 anos e 30 informantes com idade superior a 51 anos.

As informações foram coletadas por meio de entrevista semiestruturada e pelo Método Q (FAIRWEATHER et al., 1998). Para o uso do Método Q nós seguimos as etapas propostas por Zabala (2014), sendo primeiramente selecionadas 300 afirmações (sentenças) na fase

consourse, com base em fontes bibliográficas e arquivos históricos. As sentenças continham informações sobre a paisagem regional e sua dinâmica temporal, a história de ocupação da região, além de conservação ambiental e socioambiental. Posteriormente, nós selecionamos 16 afirmações para integrarem a amostra Q, as quais foram escritas em cartões e apresentadas aos participantes. Os entrevistados foram convidados a ordenar os cartões de acordo com sua concordância com cada afirmação em uma matriz Q-*sort* (+3 representando maior concordância e -3 menor concordância).

Para a análise do Método Q nós correlacionamos os *Q-sorts* dos entrevistados e apresentamos os discursos comuns entre eles, chamados de fatores ou discursos (VAN EXEL e DE GRAAF, 2005). Para formar os fatores, nós geramos uma matriz de correlação entre os 90 Q-*sorts* e uma Análise de Componentes Principais (PCA), para agrupamento dos entrevistados com percepções semelhantes. Para cada fator também foram indicadas afirmações significativamente distintas ($p<0,01$), afirmações de consenso e os informantes significantemente relacionados (BROWN, 1980). O Método Q foi analisado através do programa *PQ Method Software*.

RESULTADOS

Na análise do Método Q foram identificados três fatores (discursos), que explicam 48% da variância dos dados, representando a percepção dos agricultores da região Oeste de Santa Catarina, sul do Brasil, sobre a paisagem e sua dinâmica. Nós interpretamos os fatores como: a) discurso naturalista, b) discurso social e c) discurso socioambiental (Tabela 1).

a) Discurso naturalista (fator A): explica 16% da variação total dos dados e possui autovalor de 25,82. Dezenove entrevistados foram significativamente ($p<0,01$) relacionados com este fator. Enfatiza a percepção da paisagem com uma visão naturalista, com preferência pela paisagem do passado. Os agricultores relacionados com este fator, consideram que a propriedade rural é mais valorizada quando possui área de floresta e que é necessária a conservação da floresta para a sobrevivência humana. Reconhecem que a modernização da agricultura, contribuiu para a transformação da paisagem de forma negativa, causando problemas ambientais. As afirmações que diferem significativamente ($p<0,01$) neste discurso estão relacionadas com a concordância sobre a preferência da paisagem do passado (PA) e de que as pessoas podem viver em harmonia com a natureza (SAK); porém apresentam a discordância de que a floresta não é necessária para a sobrevivência humana (SAJ).

Tabela 1 - Q-*sorting* representativo de cada fator sobre a percepção da paisagem e sua dinâmica, gerado das respostas dos agricultores na região Oeste de Santa Catarina, sul do Brasil. Apresenta o código (cod.) das afirmações, descrição de cada afirmação e a pontuação para cada fator gerado (A: Discurso naturalista; B: Discurso social; C: Discurso socioambiental). A pontuação vai de +3 (maior concordância) a -3 (menor concordância) e 0 representa "indiferença". O * indica as afirmações significativamente distintas para cada fator (p<0,01).

Cod.	Afirmações	A	B	C
SAA	Os indígenas foram os primeiros habitantes dessas terras. Na época tudo aqui era mais bonito, com mais floresta nativa.	1	-1*	0
SAB	Antigamente as famílias cultivavam suas pequenas roças de subsistência e criavam alguns animais soltos como, galinhas, porcos e gado, assim não desmatavam a floresta nativa.	1	0*	1
FEA	Foi necessária a derrubada da floresta para se fazer o cultivo de grandes áreas com lavoura, importantes para a economia da região.	-1	1*	-1
SAC	Todas as pessoas que viveram na região destruíram a floresta nativa.	0*	-2	-2
SAD	A modernização da agricultura contribuiu para a transformação da paisagem rural, causando desmatamento, poluição do ar e do solo.	1	0	-3*
SAE	O processo de modernização da agricultura trouxe muitos benefícios para os agricultores e melhorou a qualidade de vida.	0	2*	1
PA	Antigamente a paisagem da região era mais bonita que hoje em dia.	2	-2*	1
SAF	Não há com o que se preocupar, pois hoje ainda existe muita floresta nativa na região.	-3	-3	0*
SAG	A transformação das áreas agrícolas em áreas de pastagem é reflexo das propriedades não possuírem mais herdeiros, assim a região parece abandonada.	-1	0*	-1
SAH	A saída do campo para a cidade é uma opção de sobrevivência hoje em dia, na busca de empregos, melhores condições de vida e moradia.	0	1	-2*
PB	Atualmente a paisagem é mais bonita, bem diversificada, com lavoura, silvicultura, floresta, casas e campo.	-1	2*	0
FEB	A propriedade rural é mais valorizada quando possui uma área de floresta nativa.	0	-1	2*
SAI	É importante a conservação das florestas nativas nas propriedades rurais para a conservação do meio ambiente.	2	3	2
SAJ	Não é necessária tanta floresta nativa para a sobrevivência das pessoas hoje em dia.	-2	-1	0*
SAK	O ser humano pode aprender a viver em harmonia com o ambiente natural.	3	1*	3
FEC	As plantações de eucalipto (silvicultura) são mais lucrativas que uma floresta nativa.	-2	0*	-1

b) Discurso Social (fator B): explica 17% da variação total dos dados e possui autovalor de 10,70. Vinte e dois entrevistados foram significativamente (p<0,01) relacionados com este fator. Considera a paisagem do ponto de vista social, com preferência pela paisagem atual, relacionada aos benefícios do processo de modernização da agricultura. Reconhecem que foi necessária a transformação da paisagem para a sobrevivência humana. As afirmações que contrastam significativamente (p<0,01) neste grupo estão relacionadas com a concordância sobre a preferência da paisagem do presente (PB) e que foi necessária a derrubada da floresta para fazer o monocultivo de espécies anuais (FEA); apresentando discordância com as afirmações que remetem à preferência pela paisagem do passado (PA e SAA) e que a propriedade rural é mais valorizada quando possui uma área de floresta (FEB).

c) Discurso Socioambiental (fator C): explica 15% da variação total dos dados e possui autovalor de 7,14. Quinze entrevistados foram significativamente ($p<0,01$) relacionados com este fator. Este discurso sugere a coexistência entre as pessoas e o ambiente, com preferência pela paisagem do passado, valorizando a propriedade rural com área de floresta. As afirmações que diferem significativamente ($p<0,01$) neste grupo estão relacionadas com a concordância sobre a propriedade rural ser mais valorizada quando possui uma área de floresta (FEB); e a discordância de que a saída do campo para a cidade é uma opção de sobrevivência na busca de melhores condições de vida (SAH) e de que a modernização da agricultura contribuiu para a transformação da paisagem, causando problemas ambientais (SAD).

A análise do Método Q demonstrou que dos 19 entrevistados significativamente relacionados com o discurso naturalista (fator A), a maioria tem idade entre 18 e 30 anos (52,63%), seguida por aqueles que possuem mais de 51 anos (36,84%). Quanto ao gênero, 57,90% são homens. Não foram relacionadas a este fator mulheres com idade entre 31 e 50 anos. O discurso social (fator B) obteve 22 entrevistados significativamente relacionados, dos quais 54,54% são mulheres, sendo mais relacionado com os entrevistados com idade acima de 31 anos (86,36%). O discurso socioambiental (fator C) apresentou 15 entrevistados significativamente relacionados, sendo 53,33% destes do gênero masculino e 46,66% na faixa entre 31 e 50 anos (Figura 1).

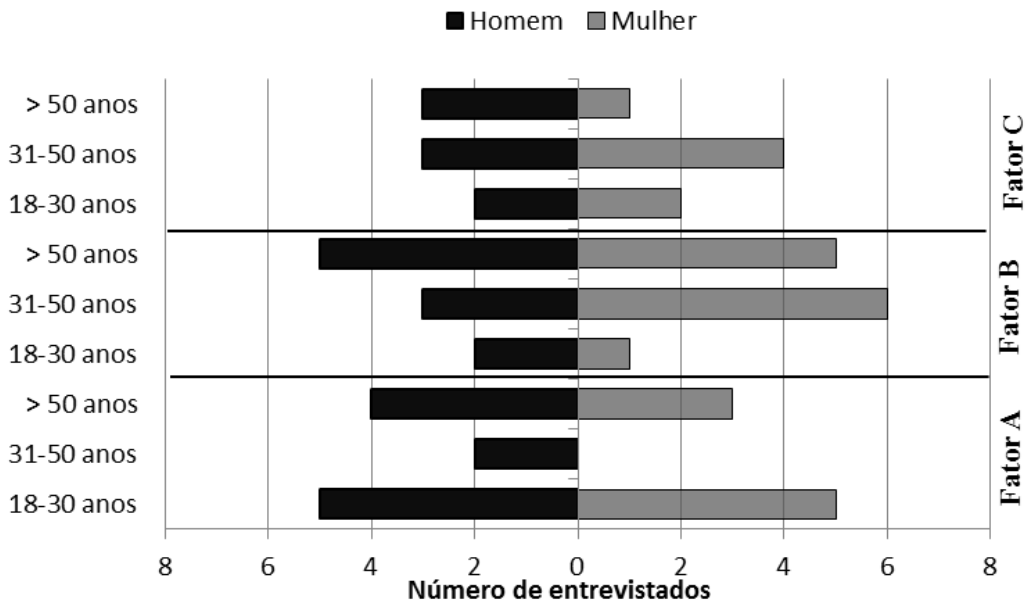


Figura 1 - Percepção dos agricultores da região Oeste de Santa Catarina, sul do Brasil, sobre a paisagem e sua dinâmica divididos por gênero e idade, em função de cada fator gerado (Fator A: discurso naturalista; Fator B: discurso social; Fator C: discurso socioambiental).

DISCUSSÃO

Nosso estudo demonstrou que os agricultores possuem diferentes visões (discursos) sobre a paisagem da região onde residem. Há um consenso entre eles de que a conservação das florestas, é importante para a conservação ambiental e a sobrevivência humana e que hoje, as florestas estão reduzidas em área quando comparadas com o passado. Este resultado está condizente com Quinn et al. (2015), que relatam a conexão dos agricultores com a paisagem e a percepção destes a respeito da importância dos ambientes naturais para a agricultura e o bem-estar humano. Esta percepção esta relacionada com os serviços ecossistêmicos e sociais que as florestas nativas proporcionam de forma direta ou indireta (CHAZDON e URIARTE, 2016), percebidos principalmente por quem reside na zona rural.

Os discursos sobre a paisagem, obtidos neste estudo, foram semelhantes a outras pesquisas realizadas com comunidades rurais da Europa e América do Norte (DUENCKMANN, 2010). Segundo Milcu et al. (2014), estes discursos apresentam contradições comuns encontradas na literatura científica sobre a percepção ambiental e da paisagem, como natureza x cultura; conservação ambiental x desenvolvimento humano; funcionalidade da paisagem x valores intrínsecos. Deste modo, alguns agricultores possuem o discurso de que a natureza é importante e que as ações do homem são destrutivas; outros afirmam que as interferências humanas são necessárias para a própria a subsistência humana, mesmo que destrutivas para o ambiente; e outros que é possível fazer o manejo (utilização) sem destruir a paisagem/ambiente.

Nossos resultados também demostram diferenças nas percepções da paisagem quanto à faixa etária dos agricultores, com maior contraste entre os mais jovens e de maior idade. Os mais jovens tem mais a visão naturalista e os de maior idade, uma visão mais social. As variações na percepção do ambiente em função da idade podem ser resultantes de variações no nível de sabedoria/experiência, papel na gestão da paisagem e do sentimento de pertencimento ao local (FRANCO et al., 2003), que são influenciadas por experiências anteriores, conhecimento, objetivos e valores e necessidades de cada geração (SCHWARZ et al., 2008). Neste estudo não foram encontradas diferenças significativas para gênero, portanto, esta variável não desempenha um papel importante na percepção da preferência e dinâmica da paisagem dos agricultores entrevistados.

CONCLUSÃO

Nosso estudo demonstrou que os agricultores entrevistados apresentam três discursos principais sobre a paisagem e sua dinâmica, transmitindo a maneira como se relacionam com a natureza. Estes resultados demonstram a necessidade da realização de projetos e ações de educação e gestão ambiental, que levem em conta tanto os aspectos ecológicos da paisagem quanto os aspectos sociais, permitindo uma melhor adaptação dos agricultores ao processo de mudança da paisagem, contribuindo para a conservação e sustentabilidade ambiental e o bem-estar humano.

AGRADECIMENTOS

Siderlania Kelia Leite agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado. As autoras agradecem aos agricultores pela hospitalidade e receptividade na realização do estudo.

REFERÊNCIAS

BROWN, S.R. **Political subjectivity**: Applications of Q methodology in political science. Yale University Press, 1980.

CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v.48, n.6, p.709-715, 2016.

DUENCKMANN, F. The village in the mind: Applying Q-methodology to re-constructing constructions of rurality. **J Rural Stud**, v.26, p.284-295, 2010.

FAIRWEATHER , J.R.; SWAFFIELD, S.R.; SIMMONS, D.G. **Understanding Visitor's Experiences in Kaikoura Using Photographs of Landscapes and Q method**. Canterbury: Lincoln University, Tourism Research and Education Centre, 1998.

FRANCO, D.; FRANCO, D.; MANNINO, I.; ZANETTO, G. The impact of agroforestry networks on scenic beauty estimation the role of a landscape ecological network on a socio-cultural process. **Landscape Urban Plan,** v.62, p.119-138, 2003.

MEINIG , D.W. O olho que observa: dez versões da mesma cena. **Espaço e cultura**, UERJ, RJ v. 13, p. 34-46, 2002.

MILCU, A.I.; SHERREN, K.; HANSPACH, J.; ABSON, D.; FISCHER, J. Navigating conflicting landscape aspirations: Application of aphoto-based Q-method in Transylvania (Central Romania). **Land Use Policy**, v.41, p. 408-422, 2014.

QUINN, C.E.; QUINN, J.E.; HALFACRE, A. C. Digging Deeper: A Case Study of Farmer Conceptualization of Ecosystem Services in the American South. **Environ Manage**, v. 56, p. 802-813, 2015.

RIBEIRO, R.W. **Paisagem cultural e patrimônio**. Rio de Janeiro: Iphan/Copedoc. p. 152, (2007).

SCHWARZ, M. L.; ANDRÉ, P.; SEVEGNANI, L. Preferências e valores para com as paisagens da mata atlântica: uma comparação segundo a idade e o gênero. **Caminhos de Geografia**. Uberlândia, p. 9-26, 2008.

SOY-MASSONI, E.; VARGA, D.; SÁEZ, M.; PINTÓ, J. Exploring aesthetic preferences in rural landscapes and the relationship with spatial pattern índices. **J Landsc Ecol**, p. 9-1, 2016.

TUAN, Y-F. **Topofilia**: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. São Paulo: DIFEL, 1980.

VAN EXEL, N.J.A.; DE GRAAF, G. **Q Methodology**: A Sneak Preview, (2005). Disponível em: http://qmethod.org/articles/vanExel.pdf. Acesso em: 20 jul. 2016.

ZABALA, A. qmethod: A Package to Explore Human Perspectives Using Q Methodology. **The R Journal**, p. 6-2, 2014.

TRILHA ECOLÓGICA COMO INSTRUMENTO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ÁREA VERDE DA URI – CAMPUS DE SÂNTO ANGELO – RS

Alexandre Schneider Hillesheim[1]
Maria Lorete Thomas Flores[2]

RESUMO

A rápida redução da cobertura vegetal natural vem chamando atenção de diversos especialistas ambientais, organizações não governamentais e população em geral. Nesse contexto, atividades vinculadas às áreas ambientais, como as trilhas ecológicas, podem auxiliar na disseminação da educação ambiental para a sociedade. A presente pesquisa teve como objetivo implantar uma trilha ecológica em uma área verde localizada no Campus da URI Santo Ângelo – RS, visando, através dela, promover o contato da população com o meio natural. Foram realizadas saídas de campo para diagnosticar *in loco* a situação da área de estudo. Posteriormente, efetuou-se a restauração do trecho que foi implantada a trilha, que contemplou os itens: a) locais onde foi feito clareamento; b) locais com obstáculos removidos; c) locais perigosos isolados; d) locais escolhidos para paradas e com pontos de relevância. Foi também realizado um levantamento cartográfico da área, através de GPS e imagens via satélite, para a aquisição dos dados topográficos e elaboração de um mapa e guia informativo do local. A trilha elaborada possui uma extensão total (ida e volta), de aproximadamente 1400 metros, com quatro pontos de parada de relevante valor ecológico. Espera-se que as atividades de educação ambiental na trilha ecológica da área verde da URI, contribuam positivamente para a disseminação da educação ambiental, promovendo a sensibilização dos participantes quanto a conservação da natureza e que também possa ser utilizada como recurso para projetos de pesquisa e extensão, transformando a área em um campo educativo, e por fim, contribuir para diversificação das atividades proporcionadas no Campus.

Palavras-chave: Trilhas ecológicas, área verde da URI, sensibilização ambiental.

INTRODUÇÃO

A redução rápida e crescente da cobertura vegetal natural tem chamado a atenção de especialistas ambientais, de algumas organizações não governamentais e da população ganhando o interesse da mídia e tornando-se objeto de constante estudo em universidades e escolas. É neste contexto que a educação ambiental ganha força, servindo à sensibilização da população para a importância da manutenção e conservação da natureza, como meio de diminuir a exploração desordenada dos recursos naturais e atentar para os problemas que a destruição de habitats e a consequente extinção de espécies podem trazer a humanidade. Ciente do papel socioambiental que cabe às Universidades, e observando a existência de uma área verde ao lado do campus da URI – Campus Santo Ângelo - RS, o presente trabalho viabilizou a implantação de uma trilha ecológica nessa área, com o intuito de aproximar as

[1] URI – Campus de Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Avenida Universidade das Missões 464, alexandrehill@hotmail.com
[2] URI – Campus de Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas.

pessoas ao local, e através de atividades de educação ambiental, poder sensibilizá-las sobre as questões ecossistêmicas globais e propiciar um contato direto com o ambiente natural.

A área verde da URI caracteriza-se por ser um fragmento florestal característico do bioma Mata Atlântica. Além da exuberância vegetal, o local possui ainda atrativos naturais, como cachoeiras, córregos e paisagens cênicas que compõem uma formação praticamente exclusiva das florestas sulinas. Devido a pré-existência de traçados de trilhas na área, fomentou-se a ideia de fazer a restauração de um dos trajetos, para que o mesmo possa contemplar a realização de atividades ligadas a educação ambiental que explorem o contato direto com o ambiente natural, associando às questões ecológicas globais, afim de sensibilizar os participantes quanto a problemática ambiental.

Um sistema de trilhas é formado por um conjunto de caminhos e percursos construídos com diversas funções, desde a vigilância até o turismo. Dentre os objetivos de um sistema de trilhas está a interpretação da natureza, pois desperta nos visitantes a ideia da importância da área silvestre (LEMOS, 2001). A modalidade para as atividades de educação ambiental a serem realizadas na área é a de interpretação ambiental, que segundo Seger (2006), faz uso do espaço natural proporcionando o contato com a natureza. A área verde da URI dispõe de uma trilha de fácil acesso até uma cachoeira, considerada como o atrativo principal do local, este trajeto, agora restaurado, sob orientação de um guia, poderá ser usado mediante forma de “trilha interpretativa”, a qual, de acordo com Lemos (2001), não serve apenas para a comunicação de fatos e datas, mas também para compartilhar experiências que levem os visitantes a apreciar, entender e cooperar na conservação de um recurso natural. Sob estes olhares, os objetivos de uma trilha podem ser desdobrados em vários pontos relacionados à experiência, percepção e interpretação ambiental, mas o objetivo principal de toda ela é o resgate do significado e do valor da interação Pessoa/Paisagem, pois somente assim podemos entender os valores relacionados à sensibilização e proteção ambiental (LIMA, 1998).

Outro pressuposto para a escolha da referida atividade, é de que em áreas naturais, de acordo com a resolução nº 369, 03/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), é permitida a execução de atividades eventuais ou de baixo impacto ambiental, como a implantação de trilhas para o desenvolvimento do ecoturismo. A Política Nacional de Educação Ambiental, através da Lei n° 9.795/99, define a Educação Ambiental como processo no qual a sociedade “constrói valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente” (BRASIL, 1999). No que

consta o artigo segundo "A educação ambiental é um componente essencial e permanente da educação nacional, devendo estar presente, de forma articulada, em todos os níveis e modalidades do processo educativo, em caráter formal e não-formal" (BRASIL, 1999).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Santo Ângelo está situado na encosta ocidental do planalto médio rio-grandense, região noroeste do estado, zona fisiográfica das missões. Com altitude de 286 metros acima do nível do mar, está entre as coordenadas geográficas 28°07'11'' a 28°22'26'' de latitude sul e 54°05'36'' a 54°33'55'' de longitude oeste. O clima é caracterizado como Subtropical Úmido, a temperatura média anual se situa entre 18° C e 20° C. A vegetação dominante é a Floresta Estacional Decidual, também denominada Subtropical do Alto Uruguai, em transição com os estepes de formações campestres, predominante na região da campanha (PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE SANTO ÂNGELO – RS, 2011).

A Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Santo Ângelo – RS, engloba uma área total de 110 hectares, sendo 47 hectares referente a "área verde", que é caracterizada como um fragmento florestal pertencente ao bioma Mata Atlântica, localizada ao lado do campus. O local apresenta traçados de trilhas pré-existentes, cercadas de exuberante faixa vegetal característica das florestas estacionais decíduas, além de córregos e duas cachoeiras, que compõe uma paisagem natural propícia para a execução de atividades de educação ambiental ao ar-livre.

Procedimentos metodológicos

Entre os meses de julho a novembro de 2016, foram realizadas 19 saídas de campo, para diagnosticar a situação das trilhas, através de observações *in loco*, identificando-se os problemas e potencialidades de cada trecho. Durante essas visitas, as trilhas pré-existentes foram reexploradas para a definição do percurso a ser seguido para as atividades de educação ambiental. O trajeto escolhido para a execução das trilhas ecológicas foi selecionado com base na distância entre os pontos de relevância ecológica e que causariam menor impacto antrópico ao ambiente, considerando a premissa de manutenção da paisagem natural da área. A trilha experimental passou por um processo de restauração que contemplou os seguintes itens: a) locais onde foi feito clareamento; b) locais com obstáculos removidos; c) locais perigosos isolados; d) locais escolhidos para paradas e com pontos de relevância ecológica.

Após essas intervenções, foi realizado um "mutirão ecológico" durante o qual os resíduos sólidos de pequeno porte dispostos no local foram recolhidos com auxílio de luvas próprias para materiais perfuro cortantes, armazenados e encaminhados para o descarte correto.

Levantamento cartográfico

Durante o mês de novembro, foi realizado o levantamento cartográfico da área de estudo, o qual consistiu na aquisição de dados topográficos através da forma de posicionamento absoluto. Sendo realizada *in loco* a demarcação total de 25 pontos referenciais através de um GPS Garmin etrex 10. Os locais demarcados foram escolhidos com base em áreas de relevância ecológica e na distância percorrida entre os pontos, sendo a entrada da trilha o marco inicial do levantamento cartográfico, indo em direção até a segunda cachoeira da área, percorrendo uma distância total aproximada de 1.220 metros. As informações geográficas adquiridas através do GPS foram computadas através do *software* Google Earth Pro versão 7.1.7.2606., e por meio desse programa, com base em imagens via satélite, foi realizada uma marcação ponto-a-ponto dos dados geográficos levantados, o que possibilitou o mapeamento das trilhas percorridas durante o levantamento cartográfico bem como a distância percorrida entre os pontos. Com base nos dados levantados, foi calculada a distância dos trajetos percorridos e por fim, elaborado o mapa da trilha da área verde da URI, que contém o caminho a ser utilizado do início do trajeto até a Cachoeira, passando pelos pontos de relevância ecológica (nascente e lago), e retornando pela mesma trilha, no intuito de minimizar os impactos ambientais da visitação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A trilha possui uma extensão total (ida e volta), de aproximadamente 1400 metros. O grupo participante contará com o auxílio de um instrutor que dará as orientações necessárias e conduzirá a caminhada, que será executada na modalidade de "trilha interpretativa", na qual noções ambientais podem ser observadas diretamente no local natural. Antes do início das atividades, cada participante receberá um guia informativo (figura 1) que constará de um mapa da área e demais informações sobre o local da trilha a ser percorrida.

AREA VERDE DA URI – CAMPUS DE SANTO ANGELO

Trilha Interpretativa até a Cachoeira

Extensão (ida e volta): 1400 metros.

Nº máximo de participantes: 15 pessoas.

Tempo estimado da atividade: 01h30min.

Dificuldade: Fácil a moderada.

Pontos de parada: 4 (início da trilha, nascente, lago e cachoeira).

Bioma: Mata Atlântica.

Flora: A área é portadora de uma exuberante diversidade vegetal, entre as espécies encontradas ao longo da trilha estão inclusas espécimes arbóreas, herbáceas e arbustivas, como a Timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), Mamica (*Zanthoxylum subserratum*), Uva-do-Japão (*Hovenia dulcis*), Gengibre-branco (*Hedychium coronariu*), Carqueja (*Baccharis trimera*), Caragustá (*Bromelia pinguin*), entre outras espécies que compõe uma paisagem praticamente exclusiva das florestas sulinas.

Fauna: Destacam-se a presença de aves de grande porte como o jacu (*Penelope* sp) e urubu (*Coragyps atratus*), além de pequenos mamíferos, representados carismáticamente por quatis (*Nasua nasua*), tatus (*Dasypus* sp) e serelepes (*Sciurus* sp).

Figura 1 – Guia informativo. Fonte: Alexandre S. Hillesheim, 2017.

A trilha experimental está aberta para receber visitantes, mediante solicitação para a Coordenação do curso de Ciências Biológicas da URI. Os grupos podem ser formados por acadêmicos da Universidade ou estudantes das escolas locais, que tiverem o interesse em realizar atividades de educação ambiental na área. Tanto para o ensino formal, quanto para o não formal, as trilhas ecológicas constituem excelentes espaços para a prática de programas de Educação Ambiental, que devem ir além de simplesmente ensinar o que os visitantes devem fazer nos ambientes visitados, mas também, propor mudanças no modo como as pessoas pensam e avaliam a sua relação com o ambiente (CAMPOS; FILLETO, 2011). A sensibilização dos grupos socioculturais interatuantes possibilita o envolvimento efetivo dos mesmos na construção de uma sociedade mais participativa para o enfrentamento dos problemas ambientais referentes aos impactos dos usos da terra do entorno das áreas naturais, basicamente direcionados ao comprometimento da diversidade faunística e florística, da qualidade ambiental e de vida em âmbito local e regional (SANTOS et al., 2009). De acordo com Barcelos (2008), lidar com as questões ecológicas contemporâneas é estar permanentemente mexendo com conflitos, com interesses individuais e coletivos dos mais variados.

No decorrer das saídas de campo, foram observadas, através de contato visual, a presença de pequenos mamíferos, tais como quatis (*Nasua nasua* Linnaeus, 1976), tatus (*Dasypus sp* Linnaeus, 1758), serelepes (*Sciurus aestuans* Linnaeus, 1766), além de diversas espécies de aves, entre elas jacu (*Penelope sp* Merrem, 1786), urubu (*Coragyps atratus* Bechstein, 1793), pica-pau (Picidae Leach, 1820), sabiá (*Turdus rufiventris* Vieillot, 1818), bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus* Linnaeus, 1766) e beija-flores (Trochilidae Vigors, 1825). Para evitar impactos na fauna local, foi decidido a não utilização de armadilhas de captura. A área é portadora de uma exuberante diversidade vegetal, entre as espécies identificadas estão inclusas espécimes arbóreas, herbáceas e arbustivas, como a Timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong*)*, Mamica-de-cadela (*Zanthoxylum petiolare* A.St.-Hil. & Tul.*)*,Uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunb.*)*, Gengibre branco (*Hedychium coronarium* J. Koenig*)*, Carqueja (*Baccharis crispa* Spreng.*)*, Caraguatá (*Eryngium horridum Malme*), além de uma grande diversidade de pteridófitas, epífitas, fungos e liquens, compondo uma paisagem singular e praticamente exclusiva da formação Mata Atlântica. Para algumas árvores de porte maior, foram elaboradas placas de identificação removíveis, constando o seu nome popular, nome científico e características principais. As placas são colocadas antes das atividades de educação ambiental e depois retiradas.

A área possui ainda, em um local com mata densa e trilha de mais difícil acesso, uma segunda cachoeira, de maior porte que a primeira, mas para evitar maiores impactos de visitação, as atividades de educação ambiental não abrangerão esses locais, deixando-os exclusivamente para que acadêmicos do curso de Ciências Biológicas possam realizar pesquisas científicas e atividades práticas de campo.

Espera-se que as atividades de educação ambiental na trilha ecológica da área verde da URI sejam uma constante, pois ela pode propiciar segmento para a realização de diversos projetos educacionais no âmbito ecológico e conservacionista. Segundo Lechner (2006), a sustentabilidade das trilhas é facilmente alcançada mediante uma abordagem integrada de seu manejo, considerando o planejamento, a construção, a manutenção, o monitoramento e a avaliação dos seus impactos. O planejamento de uma trilha deve observar os aspectos sociais e biofísicos do local, suas oportunidades e restrições, e as características dos seus usuários. Esses aspectos incluem elementos como paisagem, oportunidades educacionais, acesso a áreas para caminhadas e acampamentos, e apoio a atividades de manejo. As restrições devem estar relacionadas com zoneamento ambiental, segurança dos visitantes, presença de espécies raras ou ameaçadas e fragilidade do ecossistema, entre outros.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As trilhas ecológicas desempenham importante papel no processo de conservação da natureza, pois, ao facilitar o acesso de pessoas a locais naturais, comumente, a interação resultante desse contato direto, repercute em mudança de comportamento na relação homem-natureza (ARANCÍBIA; CAVALCANTE, 2005). O trajeto que vai até a primeira cachoeira, denominada "Trilha Experimental", possui uma extensão total de aproximadamente 1400 metros (ida e volta), contando com quatro paradas em locais de relevância ecológica (início da trilha, nascente, lago e cachoeira), nas quais um guia explana sobre as peculiaridades de cada ponto, instigando os participantes a apreciar, entender e cooperar na conservação dos recursos naturais.

As trilhas desempenham importantes funções em áreas naturais, entre estas, destaca-se a de conectar os visitantes com o lugar, criando maior compreensão e apreciação dos recursos naturais e culturais; provocar mudanças de atitude, atraindo e envolvendo as pessoas nas tarefas de conservação; aumentar a satisfação dos usuários, criando uma impressão positiva sobre a área tornando-a planejada e menos impactante (VASCONCELLOS, 1997). Espera-se que as trilhas ecológicas realizadas na URI possam contribuir positivamente para a disseminação da educação ambiental, promovendo a sensibilização dos participantes quanto a conservação da natureza e que também possa ser utilizada como recurso para projetos de pesquisa e extensão, transformando a área em um campo educativo, e por fim, contribuir para diversificação das atividades proporcionadas no Campus.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores e direção da URI Santo Ângelo - RS, pelo incentivo durante todo o desenvolvimento desse projeto, e por poderem tornar possível a execução das trilhas ecológicas na área verde do Campus.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARANCÍBIA, S. D.; CAVALCANTE, A. M. B**.** Conservação da biodiversidade e da paisagem através de trilhas com sinalização para o ecoturismo, na Reserva Ecológica de Sapiranga, Ceará. **Anais da 57ª Reunião Anual da SBPC**, Fortaleza. 2005.

BARCELOS, V. **Educação ambiental: sobre metodologia, princípios e atitudes.** 3. ed. Petrópolis: Editora Vozes, 2008.

BRASIL.**Lei da Política Nacional de Educação Ambiental nº 9.795**, **de 27 de abril de 1999**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 abri, 1999.

BRASIL. **Lei n. 9.795 - 27 de abril de 1999**. Dispõe sobre a educação ambiental. Política Nacional de Educação Ambiental. Brasília, 1999. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9795.htm>.Acesso em: 14 out. 2016.

CAMPOS, R.F.; FILLETO F. Análise do perfil, da percepção ambiental e da qualidade da experiência dos visitantes da Serra do Cipó (MG). **Revista Brasileira de Ecoturismo**, v. 4, p. 69-94, 2011.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 369, de 28 de março de 2006**. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente - APP. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489> . Acesso em: 23 out. 2016.

GOOGLE.Google Earth Pro.Version1.7.2606.2016. **[Santo Ângelo – RS]**. Disponível em: <https://www.google.com/maps/@-28.27513,-54.27538,16z/data=!3m1!1e3?dg=dbrw&newdg=1>. Acesso em: 12 nov, 2016.

GOOGLE MAPS. **[Santo Ângelo – RS]**. 2016. Disponível em:<https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=13Qu5d1r2DHU9iGZC43RuMuiQzeA&hl=en_US.>. Acesso em: 14 out. 2016.

LECHNER, L. Planejamento, implantação e manejo de trilhas em unidades de conservação. **Cadernos de Conservação**. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza,v.3, p. 1-123, 2006.

LEMOS A.I.G. **Turismo: impactos socioambientais**. 3ed. São Paulo: Hucitec, 2001.

LIMA, S. T. Trilhas Interpretativas: a aventura de conhecer a paisagem. **Cadernos Paisagem,.**Paisagens 3, Rio Claro, UNESP, n.3, pp.39-44, 1998.

PLANO Municipal de Saneamento Básico de Santo Ângelo, RS: Volume 01: Diagnóstico. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas.Porto Alegre: UFRGS, 2011.

SANTOS, J. E SATO, M. ZANIN, E.M. MOSCHINI, L. E. **O cenário da pesquisa no diálogo ecológico.** São Carlos: RiMa, 2009.

SEGER, C. D. **Utilização dos recursos naturais da paisagem para o planejamento de um circuito de ecoturismo na reserva Volta Velha, Itapoá/SC. 2006**. 114 p. Dissertação (Mestrado) UFPR. Curitiba, 2006.

VASCONCELLOS, J. **Trilhas interpretativas**: aliando educação e recreação.Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Curitiba: IAP, 1997.

LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO AMBIENTAL URBANO

Aline Pompermaier[1]
Joyce C. G. Roth[2]

RESUMO

O licenciamento ambiental é um instrumento de controle ambiental previsto pela Lei Federal 6.938 de 1981 que institui a Política Nacional do Meio Ambiente. O procedimento de licenciamento ambiental busca através das suas normativas evitar e/ou minimizar prováveis danos ao meio ambiente causados por atividades que façam o uso de recursos naturais. O planejamento ambiental é um instrumento de gestão que busca adequar as necessidades às potencialidades regionais. O objetivo do presente estudo é identificar as principais relações entre essas duas ferramentas de gestão, demonstrando a possibilidade de cooperação entre elas na gestão ambiental. O método utilizado para desenvolver o estudo se baseou na revisão bibliográfica, com consulta ao acervo histórico do município de Erechim, RS, análise do Plano Diretor e do Plano Ambiental Municipal, avaliação por meio de imagens de satélite da ocupação do município e análise das normativas ambientais brasileiras. A principal relação do licenciamento ambiental com o planejamento ambiental é a possibilidade de cooperação entre as duas ferramentas, o que viabilizará uma ferramenta completa para o desenvolvimento de políticas públicas que visem à conservação do meio ambiente. O licenciamento contribui de forma efetiva no planejamento através da articulação de empreendimentos para garantir que o zoneamento ambiental das cidades seja cumprido e delimitando os regramentos para que o meio ambiente seja preservado em todas as situações. Além disso, contribui de forma efetiva no monitoramento das práticas propostas pelo planejamento ambiental. Conclui-se, portanto, que o licenciamento ambiental e o planejamento ambiental são instrumentos que se complementam e devem ser empregados para garantir a conservação do meio ambiente, principalmente nos centros urbanos, que são alvo de constantes impactos ambientais pelas atividades humanas.

Palavras-chave: Centros Urbanos. Gestão Ambiental. Licenciamento Ambiental. Planejamento Urbano. Erechim, RS.

INTRODUÇÃO

A preocupação com as questões ambientais teve significativo aumento a partir do surgimento de novas tecnologias que desencadearam a intensificação na exploração dos recursos naturais. Com isso a escassez de matérias primas naturais se torna muito perceptível e tem influência direta na qualidade de vida das pessoas e no desenvolvimento econômico.

A década de 1980 foi importantíssima para a garantia da permanência dos recursos naturais e do desenvolvimento sustentável no Brasil. Nela foram editadas as principais normativas que regem o direito ambiental brasileiro, a Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA, lei federal nº 6.938 de 1981 e a Constituição Federal – CF de 1988. Ambas com

[1] Gestora Ambiental, alinepompermaier@yahoo.com.br
[2] Professora Universitária, UERGS Erechim, RS.

preocupações pertinentes frente ao desenvolvimento descontrolado que estava ocorrendo no Brasil.

Na PNMA diversos instrumentos que garantirão a sua efetividade são descritos. Um deles tem impacto significativo, tendo em vista a sua atuação efetiva e expressiva junto aos órgãos públicos, o licenciamento ambiental.

O licenciamento ambiental age preventivamente sobre a proteção do bem comum ao povo, o meio ambiente e, nesse sentido, busca o desenvolvimento sustentável equilibrando o convívio entre a ação econômica do homem e o meio ambiente onde se insere.

Com esse instrumento surge a garantia de que as indústrias e os empreendimentos estejam de acordo com as normas ambientais impostas pela União. Porém, outros desafios também são enfrentados nos dias atuais, e o licenciamento pode servir como ferramenta de articulação, potencializando a efetividade de práticas preventivas.

Esse trabalho faz-se necessário frente às dificuldades enfrentadas pelos centros urbanos em relação à falta de planejamento ambiental, que levaram a um cenário de degradação e perda da qualidade ambiental. Portanto o objetivo é analisar a relação do licenciamento ambiental com o planejamento ambiental urbano na cidade de Erechim, RS.

MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do presente estudo a metodologia teve abordagem direta baseada em revisão bibliográfica, com consulta ao acervo histórico do município de Erechim, RS, análise do Plano Diretor e Plano Ambiental Municipal, avaliação por meio de imagens de satélite da ocupação do município e análise das normativas ambientais brasileiras.

O presente trabalho foi desenvolvido no Município de Erechim, RS, localizado no Norte do Estado do Rio Grande do Sul. A análise da expansão urbana municipal foi realizada por meio de consulta a imagens do centro urbano nas décadas de 1930, 1980 e 2014, em específico as áreas do Distrito Industrial Municipal e Cemitério Municipal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Assim como o licenciamento, o planejamento busca evitar possíveis impactos e danos ao meio ambiente e à população. Ambos possuem como princípio norteador o desenvolvimento econômico-social com a preservação ambiental.

Ao analisar separadamente o licenciamento e o planejamento ambiental, se percebe que são instrumentos complementares. O licenciamento é uma ferramenta de controle ambiental, o planejamento, de articulação. Sendo assim, no planejamento as ações são projetadas e com o auxílio do licenciamento ambiental podem ser acompanhadas e articuladas para um melhor desenvolvimento.

Um exemplo dessa situação são as áreas residenciais. Essas que são propostas pelo plano diretor através do planejamento ambiental de uma cidade, e que com o licenciamento terão a sua efetividade, pois só serão liberadas construções de casas ou apartamentos residenciais sem fins comerciais e/ou industriais na área em questão. Esse caso pode ser entendido como praxe, porém ao refletir sobre a realidade, se percebe que muitas áreas residenciais tem a presença de fábricas e indústrias.

O planejamento ambiental também possui uma área de grande importância paisagística, cultural e social para a população dos centros urbanos que é a ecologia da paisagem. Esse ramo do planejamento pode ser auxiliado pelo licenciamento através da garantia de revisão de todas as solicitações de empreendimentos que causem impactos visuais à população, tanto por emissões atmosféricas quanto por empreendimentos que demandem grandes áreas para a construção de sua indústria.

O planejamento ambiental auxiliado pelo plano diretor das cidades delimita áreas de interesse para cada ramo. Assim, o licenciamento garante a efetividade desse importante instrumento de zoneamento ambiental, garantindo que empresas se instalem apenas em áreas industriais e que residências também só sejam construídas em áreas adequadas para loteamentos. No caso dos loteamentos, o planejamento tem autonomia para indicar áreas propícias para residências. Com isso, o licenciamento pode articular dentro da Licença Prévia - LP da atividade de parcelamento de solo a garantia de conexão entre as áreas verdes dos loteamentos, possibilitando assim a criação de corredores ecológicos para a fauna e flora regional.

As áreas verdes são espaços com diversos benefícios, entre eles sociais e ambientais. São locais propícios para atividades físicas como caminhadas, passeios e atividades ao ar livre. Por isso é importante que esses espaços sejam preservados, garantindo que permaneçam mesmo quando essas áreas forem necessárias para a construção de unidades básicas de saúde, praças e escolas. E, além disso, sejam mantidos para se preservar espaços verdes nos centros urbanos, diminuindo o impacto visual causado pelas construções.

Através dessa articulação proposta, serão evitadas invasões de áreas verdes, que historicamente já ocorriam, garantindo que não surjam situações de degradação em áreas de preservação ambiental. O planejamento ambiental também pode articular em praças, áreas de lazer e centros urbanos, a introdução de espécies nativas na arborização. Garantindo, desse modo, a preservação da fauna e flora e assegurando habitat para diversas espécies.

Analisando o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental Sustentável de Erechim, RS, na sua última atualização em 2012, e o Plano Ambiental Municipal publicado em 2011, observa-se o contexto ambiental que o município está inserido. Para aprofundar a discussão do planejamento ambiental em Erechim, RS, foram analisados registros fotográficos da década de 1930, figuras 1 e 2, onde se observa um cenário muito peculiar, comparado com a realidade atual.

Figura 1- Vista Parcial Av. Maurício Cardoso em 1939 (Arquivo Histórico Municipal Dr. Juarez Miguel Illa Font, 2016).

Figura 2 - Vista Parcial de Boa Vista do Erechim em 1938 (Arquivo Histórico Municipal Dr. Juarez Miguel Illa Font, 2016).

Com a análise dessas imagens, se observa que o centro da cidade de Erechim, RS, possui um anel viário planejado, e que na época dos registros fotográficos 1 e 2, a urbanização se concentrava na região central do município. Observa-se também que a

presença de vegetação era uma característica muito presente, o que demonstra a baixa urbanização da época.

A figura 3, do ano de 1984, continua com esse mesmo formato de urbanização, onde o centro é o local em que se observa o maior número de residências, porém, nessa época, 50 anos após os primeiros registros, áreas mais afastadas estavam começando a ser povoadas.

Figura 3 – Imagem aérea de Erechim, RS, em 30 de dezembro de 1984 (*Google Earth*, 2016).

Essa expansão ocorreu em curto prazo, não sendo possível o poder público fiscalizar e acompanhar em tempo hábil esse crescimento. Dois casos foram escolhidos para análise: o cemitério municipal e o distrito industrial. Essas áreas foram selecionadas devido as suas potencialidades poluidoras. Antes se encontravam afastadas da urbanização, e hoje estão cercadas por residências, o que pode ser observado na análise das figuras 1, 2 e 3.

Por mais que não conste na legislação a proibição dessas áreas em locais próximos a áreas residenciais, essas acabam por gerar situações de desconforto para a população que as rodeia. Ambas que são responsáveis por significativos impactos ambientais. No caso do distrito industrial podem ser verificadas alterações microclimáticas, mudanças na qualidade do ar, poluição sonora, risco de poluição dos corpos hídricos, afugentamento da fauna, entre outros (TRAMA, 2016).

No caso do cemitério o impacto mais preocupante faz referência ao necrochorume, (BORTOLASSI, 2012) solução aquosa rica em sais minerais e substâncias orgânicas degradáveis, de tonalidade castanho-acinzentada, viscosa, de cheiro forte e com grau variado

de patogenicidade (NEIRA *et al*, 2008). Segundo Carneiro (2016) o necrochorume não apenas contamina o ambiente com microrganismos patogênicos que podem alcançar o ser humano, como também insere compostos atípicos ao meio em que percolou. Quando alcança o aquífero subterrâneo ele contamina a água que pode estar sendo usada para consumo.

O distrito industrial e o cemitério municipal são áreas que necessitam de constantes monitoramentos pelas emissões que causam no ambiente onde estão inseridos. Portanto, o ideal, pensando no contexto social, de bem estar à população, seria que esses dois feitos fossem localizados em áreas mais afastadas do centro da cidade.

Isso possibilitaria a diluição de muitos conflitos ambientais e sociais, além do monitoramento adequado necessário para essas áreas, como por exemplo, instalação de poços de monitoramento das águas subterrâneas no cemitério e de estações de monitoramento da qualidade do ar e dos corpos hídricos no distrito industrial. Com a figura 4 se observa a localização dessas áreas no ano de 2014.

Figura 4 – Vista aérea de Erechim, RS, em 2014 (*Google Earth*, 2016).

Esse cenário, demonstrado pela figura 4, poderia ter sido evitado se práticas de planejamento ambiental tivessem sido executadas para esses dois casos. O cemitério municipal poderia estar localizado em uma área mais afastada, onde o monitoramento que é necessário para essa atividade pudesse ser feito, assim como o distrito industrial municipal.

Essa realidade vai contra o artigo 2º do Plano Diretor de Erechim, RS, porque não garante qualidade de vida para a população, pois ficam sujeitas a sofrerem consequências por

estarem tão próximas a esses locais. Segundo o Plano Diretor p. 49, o distrito industrial é "caracterizado pelo uso do solo específico para zoneamento industrial, de acordo com a legislação municipal em vigor". Porém, nessa área existe uma escola estadual, estação de tratamento de água do município e algumas residências.

No caso dos cemitérios o Plano Diretor prevê na p. 240, que podem ser construídos em qualquer área dentro do município, "bem como nos lugares afastados dos centros povoados, desde que 20 ou mais moradores requeiram".

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da exploração bibliográfica desenvolvida, conclui-se que o licenciamento ambiental é um instrumento de controle e monitoramento ambiental e possui importante papel para a conservação dos recursos naturais aliado ao crescimento econômico e desenvolvimento social.

O planejamento ambiental é uma ferramenta de articulação e, se bem estruturada, pode modificar e evitar problemas ambientais tais como: enchentes, que ocorrem pela falta de área para escoamento da água das chuvas, proliferação de condomínios habitacionais de baixa qualidade para comunidades menos favorecidas, poluição do solo e dos corpos hídricos por despejos irregulares industriais, entre outros.

A relação entre esses dois instrumentos de gestão demonstra um avanço administrativo nas questões ambientais, pois permitiria agilizar solicitações que demandam a análise de projetos envolvendo o planejamento, em função da efetividade que o licenciamento já possui na avaliação de suas demandas, o que desburocratizará a aprovação de projetos.

O licenciamento ambiental e o planejamento ambiental são instrumentos constituintes da gestão ambiental municipal. Essa que procura analisar os casos com o objetivo de amenizar e evitar conflitos sociais, preservar o meio ambiente e obter rendimentos econômicos.

A gestão ambiental tem o propósito de buscar o desenvolvimento sustentável no atual contexto econômico. Isso se tornará possível quando os órgãos ambientais passarem a ter a sua preocupação maior com o meio ambiente e não apenas com os interesses econômicos. Somente conseguindo ponderar os três pilares (social, econômico e ambiental) com o mesmo grau de importância se garantirá um ambiente equilibrado para as futuras gerações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Lei Federal. 6938/81. 31 de agosto de 1981. **Política Nacional de Meio Ambiente**, 1981.

_____. Constituição. **Constituição da República Federativa do Brasil**. 1988.

BORTOLASSI. C.C. **Cemitérios: Fontes Potencialmente Poluidoras.** Trabalho de Conclusão de Curso. Passo Fundo, RS. 2012.

CARNEIRO. V.S. **Impactos causados por necrochorume de cemitérios: meio ambiente e saúde pública.** Revista águas subterrâneas. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/21956> Acesso em: 18 Nov. 2016

DIAS. L.A. *et al*. **Impactos ambientais ocasionados pela urbanização no loteamento fazenda Simone.** 2010. Disponível em: <http://professorsantinelo.webnode.com.br/news/impactos%20ambientais%20ocasionados%20pela%20urbaniza%C3%A7%C3%A3o%20no%20loteamento%20fazenda%20simone/> Acesso em 08 de Dez. 2016.

NEIRA. D.F. *et. al.* **Impactos do necrochorume nas águas subterrâneas do cemitério de Santa Inês, Espírito Santo, Brasil.** Natureza On line. 2008. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/07_neiradfetal_3641.pdf> Acesso em 18 Nov. 2016.

PME. PREFEITURA MUNICIPAL DE ERECHIM. **Plano Ambiental Municipal.** 2011. 307 p.

_____. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental Sustentável de Erechim**. 2012. 269 p.

TRAMA. C.P. **Proposta de Transformação de um Distrito Industrial em Parque Industrial Ecológico: Um Estudo de Caso em Minas Gerais.** Disponível em: <http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/ctrama.pdf> Acesso em 18 Nov. 2016

ZANIN. E.M. **Caracterização e Diagnóstico Ambiental da Paisagem Urbana de Erechim – RS**. Edifapes. 2002. 20 p.

SEMANA DO MEIO AMBIENTE: PROMOVENDO O CONTATO DO LÚDICO COM O SUSTENTÁVEL

Lorena Cristina[1]
Sueid Aparecida[2]
Juliana Barros[3]

RESUMO

Este relato de experiência apresenta uma ação sobre a semana do meio ambiente: promovendo o contato do lúdico com o sustentável sendo desenvolvida por acadêmicas do curso de licenciatura em Ciências Biológicas do IFTO – Campus Araguatins, em parceria com o Colégio Estadual Osvaldo Franco, o objetivo do trabalho é promover a conscientização dos alunos sobre a importância da problemática ambiental e a necessidade de preservação de nossos recursos, promovendo uma interação de atividades em grupos, e consequentemente desenvolvendo com os alunos ações e posturas responsáveis diante de problemas ambientais, tais como: desperdício de água e poluição, promovendo uma reflexão crítica sobre a importância da preservação do Meio Ambiente, identificando as situações que causam danos como poluição, desmatamento, queimadas, extinção de animais, estimulando assim um conscientização pela conservação da natureza. A ação foi dividida em vários momentos: Primeiro momento: Iniciou-se com uma apresentação de uma Coreografia com o tema "Salve nosso Planeta". Em seguida apresentação de uma parodia abordando o aquecimento global. Segundo momento: Palestra, para melhor fixação dos temas trabalhados, teatro sobre os impactos e importância da preservação do meio ambiente. Terceiro momento: Com-Vida - Comissão de Meio Ambiente e Qualidade de Vida. As oficinas pedagógicas proporcionaram um bom rendimento educacional para os alunos, sendo assim o desenvolvimento destas atividades possibilitou a utilização de metodologias educacionais que foram caracterizadas pela construção coletiva de um saber, de análise da realidade, de confrontação e trocas de experiências. A proposta da ação tanto para 6º, 7º e 8º ano proporcionou aos alunos um processo de experimentação a partir de objetos do cotidiano, descobriram novas possibilidades de (re) utilização, permitindo que o conhecimento fosse construído coletivamente, por meio de ações concretas, que despertaram para a criação de novos conhecimentos, olhares e ações. Portanto verifica-se que as oficinas pedagógicas são metodologias que favorecem o processo de ensino aprendizagem, visto que elas são motivadoras, atraem o interesse dos estudantes, diminuem a distância entre educando e educadores nos processos educativos, criam ambientes menos formais de ensino e permitem que os estudantes participem ativamente da construção do próprio conhecimento.

Palavras-chave: Meio Ambiente. Educação. Ação. Lúdico. Sustentável.

INTRODUÇÃO

A educação de jovens e crianças, surge como uma ferramenta poderosa, pois permite que novas atitudes e comportamentos se estabeleçam na sociedade, gerando adultos conscientes e sensíveis a uma educação para a cidadania, com a formação de indivíduos

[1] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins- *Campus* Araguatins, acadêmica do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Lorena.bioifto@hotmail.com
[2] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins- *Campus* Araguatins, acadêmica do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas.
[3] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins- *Campus* Araguatins, possui graduação em Licenciatura Plena em Biologia pela Universidade Estadual do Maranhão (2003) e Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território pela Universidade do Porto (2014).

atentos aos problemas socioambientais e capazes de participar nas decisões da sociedade (MARTIN-BARÓ 1992; SILVA e LEITE 2009). Dentro deste contexto, destaca-se a educação ambiental, a qual promove o estabelecimento de conexões entre o meio natural e a sociedade, de forma a priorizar um novo perfil de desenvolvimento, com ênfase na sustentabilidade socioambiental (JACOBI 2004).

Segundo DALRI (2010) a escola, depois da família e da sociedade, pode ser vista como um espaço fundamental para o processo de socialização da criança, onde as relações pessoais podem ser mais bem trabalhadas e assimiladas. Dessa forma, as relações do ser humano entre si e com o ambiente devem ser trabalhadas no ambiente escolar, uma vez que tratam não só de assuntos de grande relevância para a sociedade de hoje, mas também pela realidade dos desajustes do mundo moderno (DALRI 2010).

A educação ambiental nas escolas pode ser promovida através da ludicidade como método de estímulo à conscientização dos temas ecológicos diversos, pois a metodologia lúdica possibilita um sem número de práticas de interação e motivação mútua e consequentemente de uma aquisição mais eficaz do conhecimento. Segundo DALRI (2010) a aplicação de atividades lúdicas na sala de aula é uma intervenção que permite o uso da temática ambiental, podendo ser executada transversal e interdisciplinarmente, em todas as disciplinas, sendo uma ação possível e parte integrante do fazer pedagógico cotidiano, independentemente da área, bem como do nível de ensino, seja ele fundamental, médio ou superior.

O presente trabalho apresenta uma ação sobre a semana do meio ambiente: promovendo o contato do lúdico com o sustentável sendo desenvolvida por acadêmicas do curso de licenciatura em Ciências Biológicas do IFTO – *Campus* Araguatins, em parceria com o Colégio Estadual Osvaldo Franco.

O trabalho foi proposto em sala pela professora regente das disciplinas de Instrumentação a Saúde e Meio Ambiente e Estagio Supervisionado II do curso de licenciatura em Ciências Biológicas do Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Tocantins- *Campus* Araguatins. A professora das disciplinas propôs que cada dupla de estagio desenvolvesse ações na escola com a temática semana do meio ambiente, de forma que envolvesse as turmas nas quais estava sendo desenvolvido o estágio supervisionado, e se possível toda a unidade escolar.

Visando um melhor desenvolvimento da ação, foi formada uma parceria com outra dupla de estágio, também acadêmicas do curso de licenciatura em ciências biológicas do

IFTO-*Campus* Araguatins. O evento foi realizado no auditório do Colégio Estadual Leônidas Gonçalves Duarte com duração de quatro horas, contando com as apresentações de trabalhos confeccionados e desenvolvidos pelos alunos.

O objetivo do trabalho foi promover a conscientização dos alunos sobre a importância da problemática ambiental e a necessidade de preservação de nossos recursos, sendo assim proporcionar uma interação de atividades em grupos, consequentemente desenvolver com os alunos ações e posturas responsáveis diante de problemas ambientais, tais como: desperdício de água e poluição, promovendo uma reflexão crítica sobre a importância da preservação do Meio Ambiente, identificando as situações que causam danos como poluição, desmatamento, queimadas, extinção de animais, estimulando assim um conscientização pela conservação da natureza.

MATERIAL E MÉTODOS

Durante as aulas de estágio supervisionado II nas turmas de 6° ano I e 8° ano III foi trabalhado de forma teórica e expositiva, temas associado ao efeito da ação humana e suas consequências para o meio ambiente direcionando um debate sobre importância de preservação. Posteriormente foi proposto aos alunos a confecção de cartazes, materiais reciclados, peça teatral, parodia e apresentação das regras dos R's em seguida foi atribuída as funções que ficaria a cargo de cada aluno. Na oficina surge um novo tipo de comunicação entre professores e alunos. É formada uma equipe de trabalho, onde cada um contribui com sua experiência. O professor é dirigente, mas também aprendiz. Cabe a ele diagnosticar o que cada participante sabe e promover o ir além do imediato (VIEIRA 2002).

A ação sobre a semana do meio ambiente foi realizada na turma do 6º, 7º e 8º ano do Colégio Estadual Osvaldo Franco, a realização da mesma contou com a participação dos alunos da unidade escolar. A ação foi dividida em quatro momentos. Todos os trabalhos foram desenvolvidos ao longo de uma semana em horário de contra turnos, contando sempre com o auxílio das duplas de estágio e professora regente da disciplina de ciência.

A pauta da programação da ação foi dividida em vários momentos, para uma melhor organização dos trabalhos e assuntos que foram trabalhados.

Primeiro momento: Iniciou-se com uma apresentação de uma Coreografia com o tema "Salve nosso Planeta" com as alunas do 7° ano IV. Em seguida apresentação de uma parodia abordando o aquecimento global com os alunos do 6° ano I e 8° ano III.

Segundo momento: Com o propósito de maior enfoque nas causas e consequências dos efeitos causados ao meio ambiente a acadêmica/estagiaria ministrou uma palestra que abordou de forma sucinta todos os tópicos mencionados. Para melhor fixação dos temas trabalhados, os alunos do 7° ano IV demostraram por meio de teatro os impactos e importância da preservação do meio ambiente.

Terceiro momento: Este momento foi designado a falar sobre a Com-Vida - Comissão de Meio Ambiente e Qualidade de Vida, este programa é uma nova forma de organização na escola, que junta a idéia dos jovens, criando um conselho de meio ambiente nas escolas, com círculos de aprendizagem e cultura. Este programa tem como papel principal realizar ações voltadas a melhoria do meio ambiente promovendo um intercâmbio entre a comunidade e a escola. Nesse momento a professora regente do estágio falou sobre a Com-Vida, sua importância e funcionalidade seguido da divulgação dos alunos e professores escolhidos para fazerem parte da comissão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o processo de construção das oficinas foi possível observar que alguns alunos apresentaram uma resistência a metodologia utilizada, demonstrando dificuldade em construir coletivamente o conhecimento, porém com o decorrer das oficinas essa postura deu lugar a uma construção coletiva prazerosa e de grande relevância para todos, pois eles passaram a identificar suas fragilidades de atuação e a partir daí começaram a compreender que o importante não são os conhecimentos ou ideias que tinham a respeito do assuntos, mais a troca deste, que iria ocorrer no momento de interação das atividades em grupo.

As oficinas pedagógicas proporcionaram um bom rendimento educacional para os alunos, sendo assim o desenvolvimento destas atividades possibilitou a utilização de metodologias educacionais que foram caracterizadas pela construção coletiva de um saber, de análise da realidade, de confrontação e trocas de experiências. As oficinas são uma alternativa de prática pedagógica da educação ambiental onde educadores e educandos atuam juntos na construção coletiva e reflexiva do conhecimento em um espaço de vivências, de reflexão, de aprendizado e de sistematização do saber (ALMEIDA et al, 2004).

Dessa forma, a sensibilização do aluno diante das questões ambientais se tornaram mais eficiente, na forma lúdica que foi trabalhada, por meio de um processo prazeroso, promovendo uma proximidade com possíveis alternativas de soluções para os problemas da comunidade. Além de atuar no aspecto cognitivo do aluno, atua no desenvolvimento de habilidades como coordenação, destreza, rapidez, força, concentração, além de motivar este a

integrar-se a um grupo, compartilhar ocupações e exercer responsabilidades (PAZDA, et al, 2010).

A proposta da ação tanto para 6º, 7º e 8º ano proporcionou aos alunos um processo de experimentação a partir de objetos do cotidiano, descobriram novas possibilidades de (re) utilização, permitindo que o conhecimento fosse construído coletivamente, por meio de ações concretas, que despertaram para a criação de novos conhecimentos, olhares e ações. Sabe-se que quando se é trabalhado um assunto de maneira que desperte uma interação entre os alunos abrimos um horizonte de possibilidades para a construção e um pensamento mais crítico sobre o mesmo.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho foi possível concluir que as atividades voltadas para o meio ambiente, realizadas por meio de metodologias que valorizam a participação ativa dos estudantes são capazes de sensibilizar os mesmos para a problemática ambiental. Sendo assim a proposta de produção de materiais pedagógicos e lúdicos com materiais recicláveis vai ao encontro da tendência atual que se instaura no ensino de Ciências.

Portanto verifica-se que as oficinas pedagógicas são metodologias que favorecem o processo de ensino aprendizagem, visto que elas são motivadoras, atraem o interesse dos estudantes, diminuem a distância entre educando e educadores nos processos educativos, criam ambientes menos formais de ensino e permitem que os estudantes participem ativamente da construção do próprio conhecimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, L. F. R.; BICUDO, L. R. M.; BORGES, G. L. A. Educação ambiental em praças públicas: professores e alunos descobrindo o ambiente urbano. **Rev. Ciênc**. Ext. v.1, n.1, p.91, 2004**.**

DALRI, S. A. Educação ambiental como parceria na educação tradicional: Uma proposta de jogos ambientais: utilizando o lúdico e o pedagógico para a defesa do meio ambiente. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, vol.6, n.9, p.1, 2010.

JACOBI, P. Educação e meio ambiente – transformando as práticas. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, Brasília, n.0, p.28-36, 2004.

MARTIN-BARÓ, I. **Acción y ideología – Psicología Social desde Centroamérica**. San Salvador: UCA Editores. 1992.

PAZDA, A. K.; MORALES, A. G. M.; HINSCHING, M. A. O. **Jogo didático no processo da Educação Ambiental: auxílio pedagógico para professores.** 2010.

SILVA, M. M. P.; V. D. LEITE. Estratégias para realização de educação ambiental.em escolas do ensino fundamental. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, Cuiabá, n.4, P. 131-144, 2009.

VIEIRA, Elaine, VALQUIND, Lea. **"Oficinas de Ensino: O quê? Por quê? Como?"**. 4º ed. Porto Alegre. EDIPUCRS, 2002.

A BIODIVERSIDADE NOS TELEJORNAIS DA REDE GLOBO DE TELEVISÃO

Fabíula Paula Warnava[1]
Magda Nilce Roman Jarozeski[2]
Sônia Beatris Balvedi Zakrzevski[2]

RESUMO

Este estudo caracteriza-se como uma pesquisa documental e tem por objetivo, caracterizar e analisar o conteúdo e o discurso sobre conservação da biodiversidade, apresentado na programação nacional da Rede Globo de Televisão, no período de outubro/2014 a dezembro/2016, fornecendo elementos para subsidiar apropriações e usos dos programas em contextos pedagógicos. O período de análise compreende a realização da 12ª Conferência das Partes (COP 12), a 13ª Conferência das Partes (COP 13) da Convenção da Diversidade Biológica (CBD). A pesquisa aconteceu em algumas etapas: 1ª Etapa: Identificação das matérias veiculadas pelos Telejornais da Rede Globo que abordam a questão da conservação da biodiversidade; 2ª Etapa: Obtenção de cópia na Web das matérias específicas; 3ª Etapa: Análise de conteúdo dos programas; 4ª Etapa: Análise do discurso: caracterização das finalidades, dos modos de organização do discurso e as funções sociais dos telejornais e programas, dentro de um campo de interesses ideológicos e hegemônicos. Foi possível identificar que os telejornais da Rede Globo (Bom dia Brasil, Jornal Nacional, Jornal da Globo, Jornal Hoje) veicularam 371 matérias que trataram sobre o tema biodiversidade, totalizando o tempo de 13h 27min 33s. Os telejornais priorizaram a diversidade de espécies e não atribuíram valor de uso a essas espécies. Quando mostram a diversidade no ambiente, associam ao uso direto e indireto, destacando a importância da preservação daquela área para a qualidade do solo, ar e água e também para o turismo ecológico. As informações ambientais apresentadas apresentam correção científica, porém são superficiais não ajudando a população leiga a elaborar conceitos mais estruturados sobre o tema e sobre outros conceitos a ele associados. O tema aparece com um enfoque repetitivo, em termos de informações. É necessário que os educadores estimulem uma visão crítica acerca do conteúdo e discurso sobre biodiversidade que circulam na grande mídia

Palavras-chave: Educação Ambiental. Mídia. Comunicação. Biodiversidade. Conservação

INTRODUÇÃO

O Brasil é a nação com a maior diversidade de espécies no mundo com seis biomas terrestres e três grandes ecossistemas marinhos, além de pelo menos 103.870 espécies animais e 43.020 espécies vegetais conhecidas. Existem dois *hotspots* de biodiversidade reconhecidos no Brasil (Mata Atlântica e o Cerrado) e seis reservas da biosfera são globalmente reconhecidas pela UNESCO no país (Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica, 2010). Lewinsohn e Prado (2005) estimavam que o Brasil abriga cerca de 1,8 milhão de espécies, entre 170 mil e 210 mil espécies biológicas conhecidas, o que correspondia a cerca de 10% da biota mundial já estudada.

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. fabiulawarnava@gmail.com
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Existe consenso entre a comunidade científica de que a biodiversidade está em crise (HEYWOOD e WATSON, 1995; LOREAU, OTENG-YEBOAH, ARROYO, BABIN, BARBAULT et al., 2006; JENKINS, 2003), sendo está claramente perceptível quando levamos em conta o grau de devastação dos biomas e de fragmentação dos ecossistemas, especialmente nos países tropicais. Perdas contínuas em diferentes regiões do globo, sugerem que podemos estar no meio do sexto maior evento de extinção da história da Terra, e que a mudança climática antropogênica é uma das principais ameaças à biodiversidade global (THOMAS, 2004; WAKE e VREDENBURG, 2008; MACLEAN e WILSON, 2011).

A meta acordada pelos governos do mundo em 2002 (Conferência das Partes da Convenção da Biodiversidade) de, "atingir até 2010 uma redução significativa da taxa atual de perda de biodiversidade em níveis global, regional e nacional como uma contribuição para a diminuição da pobreza e para o benefício de toda a vida na Terra" não foram alcançadas (SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2010a, p. 8). Mas, apesar do mundo ter fracassado no alcance da meta principal, a ação global resultou em uma menor perda da biodiversidade do que ocorreria na sua ausência.

Em Nagoya, no Japão, durante a 10ª Convenção das Partes (COP) da Convenção de Diversidade Biológica (CDB), as partes concordaram em trabalhar juntas para implementar Plano Estratégico para a biodiversidade 2011-2020, constituído por 20 metas, denominadas Metas de Aichi. Um dos objetivos do Plano Estratégico 2020 da CDB é "tratar das causas fundamentais da perda de biodiversidade fazendo com que preocupações com biodiversidade permeiem o governo e a sociedade". Considerando que uma das causas é o desconhecimento das pessoas sobre os valores da biodiversidade, a Meta 1 de Aichi é "**conscientizar as pessoas sobre o valor da biodiversidade**" e das medidas que poderão tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável. "É importante ressaltar que o Plano Estratégico do Brasil para 2010, já propunha algumas metas relacionadas com a Meta 1 para 2020 da CDB: "Incorporação da importância da diversidade biológica e da necessidade de sua conservação, uso sustentável e repartição de benefícios nos programas de comunicação, educação e conscientização pública.

Este estudo tem o objetivo caracterizar e analisar o conteúdo e o discurso sobre conservação da biodiversidade, apresentado na programação nacional da Rede Globo de Televisão. Os programas de televisão, pela sua ampla circulação, contribuem para formação dos discursos de senso comum sobre o meio ambiente. Não é raro que professores utilizem esse tipo de material em suas aulas, seja como elemento motivador ou até mesmo estruturador

de atividades pedagógicas. Em pesquisa sobre as percepções de jovens (HEREK e ZAKRZEVSKI, 2015), foi evidenciado que a TV aberta apresenta maior influência que as disciplinas escolares na elaboração de conhecimentos sobre o tema.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa caracteriza-se como um estudo documental. Foi realizada a partir da análise das matérias sobre biodiversidade veiculadas em rede nacional, pelos telejornais da Rede Globo (Bom dia Brasil, Jornal Nacional, Jornal da Globo, Jornal Hoje) no período da realização da Conferência das Partes- COP 12 e COP 13 (out. 2014 a dez. 2016).

A pesquisa aconteceu em algumas etapas. Na 1ª Etapa foram identificadas as matérias exibidas pela emissora sobre o tem em estudo, no site https://globoplay.globo.com/. Na 2ª Etapa, as matérias, salvas em meio digital, foram submetidas a uma primeira varredura com intenção panorâmica, identificando: tempo de duração, formatos, assuntos desenvolvidos e vozes presentes. Na 3ª Etapa procedeu-se à análise do conteúdo dos programas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Número de matérias veiculadas

Foi possível identificar que os telejornais da Rede Globo, no período da COP 12 à COP 13 (outubro de 2014 a dezembro de 2016) veicularam 371 matérias que trataram sobre o tema biodiversidade, totalizando o tempo de 13h 27min 33s.

O Jornal Bom Dia Brasil, foi aquele que maior atenção concedeu a temática, por meio da veiculação de 159 notícias, com uma duração de 5h 49min 1s. Em segundo lugar ficou o Jornal Hoje com 4h 52min 6s de duração. Já o Jornal Nacional destinou o tempo de 2h 17min 8s à abordagem sobre o tema. Nos três meses do ano 2014, foram divulgadas 72 notícias sobre conservação da biodiversidade, porém nenhuma notícia sobre a realização da COP 12 foi veiculada pelos telejornais da Rede Globo. A COP 12 da biodiversidade aconteceu no período de 6 e 17 de outubro, na Coreia do Sul. Esta COP priorizou a discussão sobre o tema "Biodiversidade para o Desenvolvimento Sustentável". A Conferência foi palco de discussões relativas à implementação do Plano Estratégico de Biodiversidade 2011-2020, documento aprovado em 2010 na cidade japonesa de Nagoia.

Em 2015 foram divulgadas 177 notícias que trataram sobre conservação da biodiversidade. Já em 2016, foram somente 122 notícias. É importante destacar, que dia 5 de novembro, ocorreu o pior desastre ambiental do Brasil, em Minas Gerais, na cidade de

Mariana. Apenas 18,60% das notícias veiculadas pelos telejornais no período do desastre, associaram o ocorrido aos impactos ambientais. O restante das notícias sobre o acidente estava relacionado somente com a preocupação com as vítimas.

Os níveis de classificação da biodiversidade

A diversidade biológica possui três níveis de classificação (diversidade de espécies, diversidade genética e diversidade do ambiente). A diversidade genética se define como a totalidade de genes dentro da espécie, englobando a variabilidade genética entre populações de uma mesma espécie e a variabilidade genética dentro de uma população, que é crucial para a resposta evolutiva das populações. Já a diversidade de espécies são as várias espécies que habitam os diferentes ambientes dos planetas, que pode ser medida nas escalas local, regional ou global. Por fim, a diversidade no ambiente, que estão inclusas as comunidades e ecossistemas. Comunidade é o conjunto de populações que vivem em determinada área em um determinado tempo e o conjunto de comunidades associadas a um ambiente físico denomina-se ecossistema. Esse nível de biodiversidade engloba a variedade de habitats, de comunidades, de ecossistemas da paisagem de uma região, de biomas e ainda a interação entre todos os níveis (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

O conteúdo das matérias exibidas pelos telejornais abrangeu diferentes classificações da biodiversidade. São no total 276 notícias sobre diversidade de espécies e 95 notícias que abordaram a diversidade no ambiente. Analisando os telejornais (Bom dia Brasil, Jornal Hoje e Jornal Nacional), a diversidade de espécies está em foco e em maior número no ano de 2015 - cerca de 130 notícias (47,10%). A maioria das notícias do Jornal da Globo (92,86%), são referentes à diversidade no ambiente.

Os telejornais não tratam sobre a importância da manutenção da biodiversidade genética. Atualmente, a Genética é considerada como peça fundamental dentro da nova disciplina da Biologia da Conservação, sendo um dos pontos temáticos de grande importância na Convenção da Diversidade Biológica.

Biodiversidade e serviços ambientais

A valoração dos serviços ambientais tem sido tratada em inúmeros trabalhos (HANLEY; SHOGREN; WHITE, 2007; SEROA DA MOTA, 1998; 2006; UNEP, 2000; KOLSTAD, 2000). Para a biodiversidade são atribuídos inúmeros valores de uso e valores de não-uso. São valores de uso: i) valor de usos direto (valor que os indivíduos atribuem a um recurso ambiental pelo fato de que dele se utilizam diretamente, por exemplo, na forma de extração, de visitação ou outra atividade de produção ou consumo direto), associados a

serviços de provisão, ou seja, que geram o consumo material direto como, por exemplo, alimentos, água, fármacos e energia); ii) valor de uso indireto (valor que os indivíduos atribuem a um recurso ambiental quando o benefício do seu uso deriva de funções ecossistêmicas), associados aos serviços de regulação das funções ecossistêmicas (por exemplo, sequestro de carbono, decomposição dos resíduos sólidos, purificação da água e do ar e controle de pragas), aos Serviços que dão suporte às funções ecossistêmicas (por exemplo, formação de solo, fotossíntese e dispersão de sementes) e a serviços culturais, ou seja, que geram consumo não material nas formas cultural, intelectual, espiritual e científica; c) valor de opção (bens e serviços ambientais de usos diretos e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro), associados com os serviços de provisão, regulação, suporte e culturais.

Os valores de não-uso atribuídos à biodiversidade são valores associados aos usos atuais ou futuros e que envolvem questões culturais, éticos ou altruísticas. São dois os valores de não-uso: i) valor de herança - relativo ao benefício que outros terão, no futuro, pela existência dos recursos naturais; ii) valor de existência – parte do princípio que cada espécie, cada ecossistema apresenta um valor intrínseco, independente de prestar algum serviço ou a ele ser atribuído um valor econômico.

Mais da metade das notícias (59,56%) enfatizam o valor de existência da biodiversidade, ou seja, o valor intrínseco, onde a sociedade não planeja obter nenhum benefício decorrente da sua exploração.

Os telejornais também destinam tempo aos outros valores da biodiversidade. Quando se referem ao valor de uso direto apresentam assuntos como por exemplo uso sustentável de recursos florestais. Em relação ao valor de uso indireto, apresentam as belas paisagens incentivando o telespectador ao turismo, em especial nas Unidades de Conservação.

A biodiversidade brasileira e de outros continentes

Os componentes da biodiversidade são desigualmente distribuídos pelos ecossistemas do planeta (tunga, taiga, zonas de altitude elevada, florestas temperadas sazonais, bosque mediterrânea, pradarias e estepes, savanas, desertos e florestas tropicais). Nesse aspecto, considerando a biodiversidade como importante fonte de riqueza, o Brasil assume papel de destaque uma vez que possui a maior biodiversidade do mundo, estimada em cerca de 20% do número total de espécies, sendo muitas destas endêmicas (CALIXTO, 2003).

No período em estudo, 288 matérias (77,62% das matérias) veicularam informações sobre a biodiversidade brasileira. A biodiversidade da região sudeste (Mata Atlântica) aparece

com maior frequência na programação nacional da Rede Globo de Televisão, sendo retratada em 113 notícias (39,23%). Com destaque também são apresentadas a biodiversidade da região norte – Amazônia (44 matérias – 15,27%), da região costeira (38 matérias -13,19%), da região nordeste – Mata Atlântica (36 matérias – 12,5%) e da região centro-oeste - Cerrado (35 matérias – 12m15%). A biodiversidade da região sul, que abrange o Pampa e parte do bioma Mata Atlântica é expressa em apenas 19 notícias (7,63% das matérias).

É importante destacar que sobre a biodiversidade de outros continentes do Planeta e a América (excluindo-se o Brasil), foram veiculadas 83 matérias (22,37% das notícias). Alguns continentes considerados ricos em termos de biodiversidade, como é o caso da África, não receberam uma atenção especial nos telejornais. O ano de 2015 foi aquele que os telejornais destinaram maior atenção aos ecossistemas mundiais - foram 46 notícias que mostraram ao público os mais diversos tipos de ambientes e espécies endêmicas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do estudo foi possível evidenciar que os telejornais da Rede Globo abordaram o tema conservação da biodiversidade em sua programação. Porém, de forma mais superficial e informal. Em nenhum momento do período em análise, foi identificado notícias relacionadas a Convenção sobre Diversidade Biológica (COP 12 e COP 13).

Analisando a programação da emissora, verifica-se que em alguns períodos, fatos de ordem política e associados à saúde coletiva (por exemplo, a epidemia gerada pelo *Aedes aegypti*), contribuíram para reduzir a quantidade de matérias sobre biodiversidade e outros temas socioambientais.

Os telejornais priorizaram matérias que divulgam informações sobre a diversidade de espécies, enfatizando a importância de sua conservação em função do valor de existência. Quando as matérias tratam sobre a diversidade no ambiente, associam ao uso direto e indireto, apresentando os recursos da biodiversidade como base das economias em desenvolvimento. São poucas as notícias que auxiliam os ouvintes a elaborar conhecimentos sobre os diferentes valores da biodiversidade e das medidas que poderão tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável.

A mídia tem um grande papel de transmissão de informações, de ampliação de conhecimentos e de valores sobre a biodiversidade. Porém, sabemos que o conhecimento não é o único fator que influencia a formação de valores individuais e a tomada de decisões. O conhecimento é limitado pelos interesses individuais – as pessoas tendem a valorizar as

informações que reforçam seus interesses e a negar as informações, cujo reconhecimento pode lhes causar prejuízos. Assim, a educação para a conservação da biodiversidade depende também, de um encadeamento de interesses na sociedade que reforce, de forma positiva, a interdependência entre as pessoas e a biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida pela pesquisa; à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Conference of the Parties (COP).** Disponível em: https://www.cbd.int/cop. Acessado em 27 jul. de 2017.

CALIXTO, J. B. **Biodiversidade como fonte de medicamentos**. Cienc. Cult., , v.55, n.3, 2003. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252003000300022&lng=en&nrm=iso. Acesso em 12/06/2017.

HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. **Environmental economics in theory and practice**. 2. ed. Basingstoke: Palgrave Macmillan, 2007.

HEYWOOD V.H.; WATSON R.T. **Global Biodiversity Assessment**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

JENKINS, M. Prospects for biodiversity. **Science**. n. 302, 2003, p.1175–1177.

KOLSTAD, C. D. **Environmental economics.** Oxford: Oxford University Press, 2000.

LEWINSOHN, T.L.; PRADO, P.I. Quantas espécies há no Brasil**? Megadiversidade**, v. 1, p. 36-42, 2005.

LOREAU M, OTENG-YEBOAH A, ARROYO MTK, BABIN D, BARBAULT R, et al. Diversity without representation. **Nature. n.** 442, p.245–246, 2006.

MACLEAN, I. M. D.; WILSON, R. J. Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. **Ecology. v**. 108, n. 30, p. 12337–12342, 2011.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina, Gráfica Editora Midiograf, 2001.

SEROA DA MOTTA, R. **Economia ambiental**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2006.

THOMAS C.D, et al. Extinction risk from climate change. **Nature,** v. 427, p.145–148, 2006.

UNEP. **Environmental valuation - a worldwide compendium of case studies**.UNEP, 2000.

WAKE D.B, VREDENBURG V.T. Colloquium paper: Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **Proc Natl Acad Sci USA**. n. 105 (Suppl 1), p.11466–11473, 2008.

WILSON E.O. The current state of Biological diversity. In: Wilson, E. O. (org.). **Biodiversity**. Washington DC: National Academy Press, 1988, p. 3–18.

DIVERSIDADE DE COLEÓPTEROS EM UM FRAGMENTO URBANO DE MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO, RS

Jordana G, J. Vettorato[1]
Guilherme, G. M. Manske[2]
Rodrigo V, R. dos Santos[2]
Ângela D, A. H. N. Vieira[2]

RESUMO

Os coleópteros representam em torno de 40% do total de insetos. Apresentam comportamento variado que é relacionado com o tipo de recurso utilizado por cada ordem, respondem rapidamente às mudanças ocorridas no meio, e podem ser indicadores da qualidade ambiental. Nesse contexto, o presente estudo objetivou levantar a diversidade de famílias de coleópteros em um fragmento urbano de Mata Atlântica, localizado no munícipio de Santo Ângelo, RS. As amostragens se deram através de armadilhas de solo do tipo "*pitfall trap*" sem atrativos. O período de coleta foi de Maio e Julho de 2017, sendo que as armadilhas permaneceram 60 dias no local. A disposição das armadilhas se deu em dois transectos onde foram instaladas 5 "*pitfall trap"* em cada um, totalizando 10 armadilhas na área. Os organismos foram capturados em solução mortífera, recolhidos e conservados em álcool 70% e levadas ao Laboratório de Zoologia/Entomologia da URI - Campus Santo Ângelo, para triagem e identificação em nível de família. Foi calculada a riqueza e a abundância de famílias de coleópteros do local. No período amostral foram capturados 350 coleópteros, distribuídos em 06 famílias: Bostrichidae, Chrysomelidae, Nitidulidae, Scarabaeidae, Scolytidae, Staphylinidae. Os resultados sugerem que a área encontra-se degradada, entretanto ainda existe grande disponibilidade de matéria orgânica no solo, pois os nitidulídeos foram os organismos mais abundantes. Este grupo é bem associado à matéria orgânica no solo e se caracteriza pela sua adaptabilidade à ambientes antropizados. Famílias representativas de ecossistemas saudáveis foram pouco representadas. A distribuição das famílias de coleópteros pode estar relacionada ao período de amostragem e à antropização do local, entretanto, mais estudos são necessários.

Palavras-chave: Levantamento. Abundância. Coleoptera. Antropização. Interferências.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é avaliada como um dos mais ricos conjuntos de ecossistemas em termos de diversidade biológica do Planeta (MYERS et al., 2000), e mais ameaçados também. Restando apenas 7% de sua cobertura original, o bioma é considerado um verdadeiro *hotspot* mundial (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). No Brasil, a fragmentação de habitat neste bioma é acentuada. Os efeitos desse processo podem inviabilizar a preservação dessas áreas florestais, pois altera as características primárias e modifica a composição e a riqueza de espécies na comunidade (SCHOEREDER et al., 2004).

[1] Acadêmica do curso de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI - Campus Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Rua Universidade das Missões, 464 - CEP: 98.802-470, Santo Ângelo-RS, jordana_gvettorato@hotmail.com
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI - Campus Santo Ângelo.

Em ecossistemas urbanos fragmentos florestais de Mata Atlântica são um recurso valioso, pois além de proporcionarem uma melhoria da qualidade de vida nas cidades, amenizam os impactos oriundos das ações antrópicas. Contudo, em geral esses fragmentos são escassos nesses ambientes e se encontram quase que totalmente modificados e, ou, degradados (FEIBER, 2004).

Espécies animais exercem funções específicas que podem ter diferentes graus de importância para o funcionamento de ecossistema no qual estão inseridas (COELHO et al., 2004). Os coleópteros, conhecidos popularmente como besouros (ARAÚJO, 2015), compõem o maior e mais distinto grupo de organismos do Reino Animallia, com cerca de 387.000 espécies descritas (ZHANG, 2011), representando em torno de 40% do total de insetos (GULLAN e CRANSTON, 2005). Representantes desse grupo habitam os mais variados tipos de ecossistemas e atuam em vários níveis tróficos, podendo ser classificados como pragas agrícolas, polinizadores, dispersores de sementes, predadores e decompositores (TRIPLEHORN e JONNSON, 2011). Além disso, apresentam potencial para uso em programas de monitoramento ambiental (BROWN, 1997).

No Brasil já foram descritos mais de 28 mil espécies de coleópteros distribuídas em 105 famílias (CASARI, 2012). Estudos da fauna de Coleoptera que envolvem as famílias ou as espécies mais abundantes são comuns, pois trazem resultados consistentes, atenuam as dificuldades de identificação dos táxons mais raros e aceleram as análises (MARINONI e GANHO, 2003). Todavia, em levantamentos de diversidade todos os táxons encontrados em um determinado grupo devem ser classificados. Esses estudos são importantes para que se possa avaliar os recursos naturais disponíveis em uma área específica, além de contribuir para o estudo das distinções ecológicas de um ecossistema (RICKLEFS, 2003).

A fauna de coleópteros no solo vem sendo alvo de muitos pesquisadores, tanto pela importância ambiental (LIMA at al., 2009), como pela condição de indicadora da qualidade ambiental (MARINONI e GANHO 2003). Entretanto, estudos envolvendo as famílias de besouros em fragmentos urbanos de Mata Atlântica são mais escassos, principalmente na região das Missões no Rio Grande do Sul. Nesse contexto, o presente estudo teve por objetivo levantar a diversidade de famílias de coleópteros em um fragmento urbano de Mata Atlântica, localizado no munícipio de Santo Ângelo, RS.

MATERIAIS E MÉTODOS

Localização e Caracterização da Área

O estudo foi realizado em um fragmento de Mata Atlântica urbano situado no município de Santo Ângelo/RS. A área das coletas fica localizada entre os pontos de intersecção de 28º 17’18.5”S e 54º 16’07.6”W (-28.288508, -54.268372) (Figura 01). O município localiza-se na encosta Ocidental do Planalto Médio Rio-Grandense, Região Noroeste do Estado, Zona Fisiográfica das Missões. O tipo de solo predominante é o Latossolo Vermelho Distroférrico Típico (STRECK et al., 2002). O clima na região é subtropical úmido, do tipo Cfa, conforme a classificação de Köppen (MORENO, 1961). A temperatura média anual é de 21,8ºC e a precipitação pluviométrica anual de 1734,5 mm (IRDeR, 2004).

Figura 1 - Pontos de coleta da Área em estudo. Fonte: Google Earth, 2017.

Santo Ângelo é a maior cidade da Região das Missões com 79.040 habitantes (IBGE, 2016), distribuídos entre 18 bairros e 14 distritos. A área avaliada no estudo está localizada no Bairro COHAB, um dos menos populosos da cidade. Ela é classificada como uma área de preservação permanente (APP) e apresenta em torno de 580 m de extensão. Mesmo estando localizada em um bairro menos populoso, a intervenção antrópica é evidente nessa APP, sendo observados depósitos de resíduos domésticos e de construção civil no local, e também a liberação de esgoto urbano (Figura 02; A e B). Além de sofrer com a poluição, a área foi modificada através da aplicação de um projeto paisagístico (ROSIN, 2014).

Coleta e Amostragem

As amostragens se deram através de armadilhas de solo do tipo "*pitfall trap*" (ALMEIDA et al., 1998) sem atrativos, confeccionadas com garrafas pets descartáveis de 12 cm de diâmetro. O trabalho se deu entre os meses de Maio e Julho de 2017, com instalação das armadilhas no dia 1 de Maio e permanência de 90 dias no local. Neste período foram realizadas 6 coletas quinzenais. A disposição das armadilhas se deu em dois transectos paralelos de 100 m de comprimento, 20 m distantes entre si. Em cada transecto foram instaladas 5 armadilhas com distância de 20 m uma da outra, totalizando 10 armadilhas na área. Para captura e preservação das amostras foi utilizada uma solução mortífera de etanol a 46,2%, acrescido de detergente líquido para quebra de tensão superficial.

Os exemplares coletados foram recolhidos e conservados em frascos contendo álcool 70% (Figura C). As amostras foram levadas ao Laboratório de Zoologia/Entomologia da URI - Campus Santo Ângelo, para triagem e identificação em nível de família. Foi calculada a riqueza e a abundância de famílias de coleópteros na área.

Figura 2 - A) Depósito de resíduos em Área de Preservação Permanente **B)** Efluente de esgoto doméstico. Fonte: Vettorato, 2017.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante os meses de Maio a Julho, foram coletados 350 indivíduos da ordem Coleoptera, distribuídos em 06 famílias: Bostrichidae, Chrysomelidae, Nitidulidae,

Scarabaeidae, Scolytidae, Staphylinidae (Tabela 1). A família com maior representatividade foi a Nitidulidae com 340 indivíduos coletados.

Tabela 1 - Diversidade de famílias de coleópteros e abundância encontrados em 10 pontos de coleta em um fragmento urbano de Mata Atlântica localizado no Bairro Cohab, na cidade de Santo Ângelo, RS.

Família / Ponto amostral	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	Total
Bostrichidae	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	3
Chrysomelidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3
Nitidulidae	45	39	8	53	17	49	75	10	7	37	340
Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Scolytidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Staphylinidae	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
Total	46	39	8	54	18	50	78	10	9	38	350

Os resultados sugerem que existe grande disponibilidade de matéria orgânica na área, porque a família de Coleópteros com maior número de indivíduos coletados foi a Nitidulidae, que é intimamente relacionada a matéria orgânica do solo. Este resultado é comum à outras regiões no estado (MANFIO, et al., 2007). Essa família é caracterizada pela sua adaptabilidade à ambientes antropizados, pois pode aparecer em alta densidade tanto em espaços florestados como em áreas degradas (MEDRI e LOPES, 2001). Esses pequenos besouros apresentam hábitos saprófagos e micetófagos ou necrófagos. Podem ainda ser predadores ou se alimentarem de folhas, flores e frutos saudáveis (MARINONI, et al., 2001), ou possuírem hábitos de associação com leveduras e fungos que causam a fermentação em cascas, folhas, flores e frutos apodrecidos de árvores (ARAÚJO, 2015). Várias espécies de Nitidulidae estão associadas à transmissão de fungos patogênicos e várias são consideradas pragas de produtos estocados (CASARI e IDE, 2012; MARINONI et al., 2001).

Os Scarabaeidae, populares escaravelhos ou “rola-bosta”, tiveram uma das menores representatividades neste estudo. Este grupo, que apresenta 79 espécies no RS, das quais 5 são endêmicas (VAZ-DE-MELO, 2000), tem comportamento alimentar variável, podendo ter espécies saprófagas, coprófagas, necrófagas ou generalistas (ARAÚJO, 2015). Sua distribuição muitas vezes é associada com o clima e a diversidade de mamíferos, visto que uma importante fonte de recursos para o grupo são excrementos, tanto na fase adulta, quanto na fase larval (DAVIS et al., 2002). Os escaravelhos apresentam uma grande importância ecossistêmica e são sensíveis indicadores de qualidade ambiental (SILVA et al., 2001). Entretanto, somente um indivíduo da família foi encontrado no fragmento avaliado, o que

pode ser consequência do período de avaliação, que foi entre o outono e o inverno, associado ao grau de antropização local. Desta forma, são necessários mais estudos na área.

Os besouros da família Staphylinidae em geral são predadores (especialistas ou generalistas), micetófagos ou saprófagos (MARINONI et al., 2001). A presença de estafilionídeos também pode ser um indicativo de qualidade ambiental (COMAR et al., 2016; FAGUNDES et al., 2011), e suas populações estão associadas aos diferentes estágios de sucessão vegetal (GANHO e MARINONI, 2005; HOPP et al., 2010). No presente estudo foram encontrados somente dois indivíduos desse grupo. Assim como para os escaravelhos, existe a necessidade de maiores investigações sobre essa família na área avaliada.

As famílias Bostrychidae e Chrysomelidae apresentaram 3 indivíduos cada uma. O grupo Bostrychidae frequentemente apresenta hábito xilófago, sendo encontrado em madeira seca, porém, as vezes, t bém é encontrado em troncos e galhos de plantas vivas (MARINONI et al., 2001). Os Chrysomelidae possuem hábitos predominantemente fitófagos e são considerados como bons voadores (MAIA et al., 2003; CHERMAN, 2011). Organismos dessas famílias podem ser caracterizados como pragas pois podem atacar culturas arbóreas (SOUZA et al., 2009; MILLÉO et al., 2013), ou culturas comerciais de grãos (MARQUES et al., 1999).

A família Scolytidae, popularmente conhecida como “besouros de ambrosia”, é o grupo de coleópteros mais evoluídos e apresenta importância florestal (DORVA et al., 2002). Estes organismos são caracterizados por serem xilófagos e apresentarem hábito alimentar essencialmente micetófago (FILHO, 1979). Espécies deste grupo são comuns em regiões tropicais e atacam árvores vivas, causando prejuízos para a indústria madeireira (DORVA et., al 2002).

A distribuição da flora e fauna está relacionada a condições de temperatura, umidade e níveis de luz, e, quando uma floresta é fragmentada, espécies desaparecem ou se tornam mais raras, enquanto outras não são afetadas ou até mesmo se tornam abundantes (SILVA et al., 2014). Entretanto, perturbações de maior grau como desmatamentos e formações de fragmentos em florestas primárias, podem ocasionar perda na riqueza e, ou, diversidade de espécies de distintos grupos de insetos (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000). Desta forma, pode ocorrer um desequilíbrio na comunidade, como visto neste trabalho, onde os coleópteros da área foram dominados apenas pela família Nitidulidae, enquanto que as outras famílias foram muito raras.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pequena diversidade de famílias, 06 no total, existentes na área em estudo pode estar relacionada com a interferência antrópica do local e ao período de avaliação, pois coleópteros são sensíveis tanto às mudanças no meio, quanto ao clima. A família mais abundante foi Nitidulidae, enquanto que escaravelhos e estafilionídeos foram pouco encontrados, o que sugere que a área apresenta-se altamente degradada. Devido à natureza preliminar da pesquisa existe a necessidade da realização de novos estudos que possam repetir o experimento, em pelo menos duas épocas distintas do ano e por mais meses no local, possibilitando um maior aprofundamento e levando a identificação em nível de família.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, MASSUTI, L. **Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos.** Ribeirão Preto: Holo, 78p. 2003.

ARAÚJO, D.C.S. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Paraíba.. Coleopterofauna de solo da estação ecológica Raso da Catarina, BA. 2015. Disponível em:< http://www.ccen.ufpb.br/cccb/contents/monografias/2015/danielli-cristine-de-souza-araujo.pdf>.Acesso em: 05 jul. 2017.

BROWN, K.S. **Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests**: insects as indicators for conservation monitoring. Journal of Insect Conservation, 1:25-42. 47, 1997.

CASARI, S. A.; IDE, S. Coleoptera. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. J. B.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, 2012, p. 453-535.

CHERMAN, M. A. **Análise populacional de Melolonthidae (Coleoptera) da região do Planalto do Rio Grande do Sul.** 2011. 138 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

COELHO, A. de S.; LOYOLA, R. D.; SOUZA, M. B. G. **Ecologia Teórica:** desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil**.** Belo Horizonte: Ed. O Lutador, 2004. p. 49.

DORVAL, A., FILHO, O. P., MARQUES, E. N. **LEVANTAMENTO DE SCOLYTIDAE (COLEOPTERA) EM PLANTAÇÕES DE Eucalyptus spp**. EM CUIABÁ, ESTADO DE MATO GROSSO. , Ciência Florestal, Santa Maria, v. 14, n. 1, p. 47-58, 2002.

FEIBER, S. D. **Áreas verdes urbanas imagem e uso**: o caso do passeio público de Curitiba, PR. R. RA'E GA, Curitiba, n. 8, p. 93-105, out. 2004.

FILHO, E.B. coleópteros de importância florestal: 1 – scolytidae. 1979. Disponível em:< http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr19/cap03.pdf>.Acesso em: 10 jul. 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA. **Florestas.** Disponível em https://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/. Acesso em: 2 jul. 2017.

GULLAN, P.J. & CRASTON, P.S. **The insects** – An outline of entomology, 3 ed. Carlton: Blackwell Publishing, 505 p. 2005.

IBGE | Cidades | Rio Grande do Sul | Santo Ângelo. Disponível em:< http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=431750>.Acesso em: 2 jul. 2017.

LIMA, J. D. N. DE, CORRÊA, G. A. P. **Levantamento de famílias de coleoptera em um fragmento de mata no município de Augusto Pestana, RS**. Disponível em:< http://www.seb-ecologia.org.br/2009/resumos_ixceb/512.pdf>.Acesso em: 2 jul. 2017.

MAIA, A. C. D. et al. **Padrões locais de diversidade de Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) em vegetação de Caatinga**, p. 391-433. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M. & SILVA, J. M. C. (ed.). Ecologia e Conservação da Caatinga. Recife, Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, xvii+806 p. 2003.

MADUREIRA, M.S. & CAMPOS, R.B.F. Por que a riqueza de espécies de insetos é menor em fragmentos menores? Processos locais e regionais. **Ecossistemas Brasileiros**: Manejo e Conservação. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, p. 31-36. 2004.

MANFIO, D., DAL BERTO, A. C., DI MARE, R. A. **Inventário da ocorrência de Coleoptera em duas localidades do Município de Santa Maria, RS**. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de setembro de 2007, Caxambu-MG. 2007.

MARINONI, R. C. et al. **Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta).** Ribeirão Preto, Holos, 63 p. 2001.

MARINONI, R.C. & R.R.C. DUTRA. **Famílias de Coleópteros capturadas com armadilha Malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil**. Diversidades. Alfa e beta. Revista Brasileira de Zoologia 14 (3): 751 – 770,1997.

MARQUES, G. B. C., ÁVILA, J. C., PARRA, J. R. P. **Danos causados por larvas e adultos de diabrotica speciosa (coleoptera: chrysomelidae) em milho** Pesq. agropec. bras., Brasília, v.34, n.11, p.1983-1986, nov. 1999.

MEDRI, I. M.; LOPES, J. **Coleopterofauna em floresta e pastagem no Norte do Paraná, Brasil, coletada com armadilha de solo**. Revista Brasileira de Zoologia, v.18, n. 1, p. 125-133, 2001.

MILLÉO, J.; SOUZA, J. M. T.; BARBOLA, I. de F.; MOURA, L. de A.; PUCC, M. B. **Diversidade e sazonalidade de crisomelídeos (Coleoptera: Chrysomelidae) em pomar, no município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil**. Rev. Bras. Frutic. vol.35 no.2 Jaboticabal June 2013.

Munícipios. Portal das Missões. Disponível em:< http://portaldasmissoes.com.br/municipios>.Acesso em: 03 jul. 2017.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, 403(24):853-858.

RIBEIRO - COSTA, C. S., ROCHA, R. M. **Invertebrados**: Manual de Aulas Práticas. 2 ed. Editora Holos, São Paulo 271p. 2006.

ROSIN, M. R. **Levantamento da comunidade bentônica do Arroio Tchungum na cidade de Santo Ângelo/RS**. Trabalho de conclusão do curso de Pós-graduação em Licenciamento Ambiental da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Santo Ângelo-2014.

SCHOEREDER, J.H., SPERBER, C.F., SOBRINHO, T.G., RIBAS, C.R., GALBIATI, C., RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 503p, 2003.

SILVA, A. B. GADELHA, B.Q., RIBEIRO, A.C., FERRAZ, A.C.P. AGUIAR, V.M. Entomofauna capturada em armadilha para dípteros na Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. 2014. Disponível em:< http://periodicos.puc-campinas.edu.br/seer/index. php/bioikos/article/viewFile/2520/1862>.Acesso em:10 jul. 2017.

SILVA, P.G., VAZ-DE-MELLO, F.Z., DI MARE R.A. Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 11(4): Disponível em:<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/pt/abstract?article+bn03411042011> .Acesso em:13 jul. de 2017.

SOUZA, R. M., ANJOS, N., MOURÃO, S. A. **Apate terebrans (Pallas) (Coleoptera: Bostrychidae) Atacando Árvores de Nim no Brasil**, Neotropical Entomology 38(3):437-439, 2009.

SPEIGHT, M. R.; HUNTER, M. D.; WATT, A. D. **Ecology of insects:** concepts and applications. Oxford: Blackwell Science, 1999. 350 p.

THOMAZINI, M.J. & THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre. 2000.

TRIPLEHORN CA & JOHNSON NF **Estudo dos Insetos.** 7ªed. São Paulo, Cengage Learning. 816p. 2011.

ZHANG, Z. Q. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848 In: ZHANG, Z. Q. (Ed.). **Animal biodiversity**: An outline of higherlevel classification and survey of taxonomic richness. Zootax.

DIMORFISMO SEXUAL NA FORMA DA ASA E NO TERCEIRO PAR DE PERNAS DE *Belostoma angustum*

Cassiane, F. Lopes[1]
José, R. I. Ribeiro[2]

RESUMO

O grupo *Bifoveolatum* pertence ao gênero *Belostoma* Latreille, 1807 compreendendo as espécies *Belostoma elegans, B. bifoveolatum e B. angustum*. Essas espécies ocorrem desde a região sul da América do Sul ao longo dos Andes e do Peru, possuindo grande importância ecológica atuando como predadores de ecossistemas aquáticos lênticos. O sistema sexual existente dentro de *Belostoma* é a poliginia, o grupo também apresenta comportamento de cuidado parental direto pelos machos com início pós-cópula. Foi relatada existência de dimorfismo sexual no terceiro par de pernas de machos de *B. elegans*. Como essa estrutura é utilizada no cuidado paternal dos ovos pelos machos e as asas são utilizadas na recepção dos ovos, atuando como estruturas sexuais secundárias, pode haver indicativos de seleção sexual nessas estruturas. O objetivo desse trabalho foi testar a presença de dimorfismo sexual na forma das asas e no terceiro par de pernas de *Belostoma angustum*. Foram utilizados 189 indivíduos de ambos os sexos para estimar os dados relativos à forma das asas e 138 indivíduos para efetuar medidas associadas ao tamanho corporal, dimensões da cabeça e comprimento dos três pares de pernas. O dimorfismo sexual na forma das asas foi estimado por uma ANOVA de Procrustes e uma análise discriminante. Determinou-se a variação na forma das asas e a variável independente das regressões OLS para cada sexo com uma Análise de Componentes Principais. As medidas corporais de ambos os sexos foram utilizadas como variáveis dependentes nas regressões. Estimaram-se os coeficientes de variação linha, erro padrão da estimativa, média e testes de isometria para as variáveis de ambos os sexos, além de testes de Wilcoxon determinando se existem diferenças entre b, CV', SEE dentro e entre os sexos para variáveis do corpo e os três pares de pernas independentemente. Constatou-se a presença de dimorfismo sexual na forma das asas e no tamanho do segundo e terceiro pares de pernas, onde Pernas$_{2\ e\ 3}$♂> Pernas $_{2\ e\ 3}$♀. Isso indicia presença de seleção sexual em *B. angustum*, porém outras análises se fazem necessárias para uma melhor elucidação dos problemas abordados.

Palavras-chave: Seleção sexual. Morfometria geométrica. Regressões.

INTRODUÇÃO

O grupo *Bifoveolatum* pertence ao gênero *Belostoma* Latreille, 1807 compreendendo as espécies *Belostoma elegans, Belostoma bifoveolatum e Belostoma angustum* (LAUCK, 1964). Essas espécies ocorrem desde a região sul da América do Sul, ao longo dos Andes e do Peru (GEIJAKES, 1975). Este grupo taxonômico possui uma grande importância ecológica, atuando como predadores de ecossistemas aquáticos lênticos, consumindo uma grande gama de presas (JARA, 2013). O sistema sexual existente dentro de *Belostoma* é a poliginia, o grupo também apresenta comportamento de cuidado parental direto pelos machos, o qual tem

[1] Fundação Universidade Federal do Pampa, Departamento de biologia - Laboratório de Biodiversidade Pampeana, Av. Antonio Trilha, 1847 - São Clemente, São Gabriel - RS, 97300-000, cassianefurlanlopes@gmail.com
[2] Universidade Federal do Pampa, Departamento de biologia - Laboratório de Biodiversidade Pampeana.

início após a cópula, quando a fêmea põe os ovos já fecundados sobre o seu dorso (IGLESIAS et al., 2012).

Diferenças entre os sexos ligadas ao investimento parental e diferentes taxas de sucesso reprodutivo podem levar a dimorfismo sexual (FAIRBAIRN, 1987). Como o terceiro par de pernas dos machos realiza as atividades de cuidado parental e as asas são utilizadas na recepção dos ovos, atuando também como estruturas sexuais secundárias, espera-se que haja dimorfismo sexual nessas estruturas (IGLESIAS, 2010). Iglesias, 2010 e 2012, relatou a existência de dimorfismo sexual no terceiro par de pernas de machos de *B. elegans*. E que o mesmo pode ser um indicativo da existência de seleção sexual (SS) dentro de um grupo (IGLESIAS et al., 2010). O objetivo desse trabalho foi testar a presença de dimorfismo sexual na forma das asas e no terceiro par de pernas de *Belostoma angustum*.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção dos espécimes

Foram utilizados 186 espécimes (107 machos e 79 fêmeas) de *Belostoma angustum* para estimar os dados relativos à forma e tamanho da asa. Dos quais foram retirados 138 espécimes (78 machos e 60 fêmeas) para efetuar medidas corporais (comprimento total do corpo incluindo a cabeça (TBL), largura máxima do hemiélitro (LHEM), comprimento do interóculo (INTO) e anteóculo (ANTO), largura do escutelo (LESC), largura do olho (LO), tamanho do centroide da asa (TC) e comprimento do fêmur (Cfer1,2 e 3) e da tíbia das pernas anterior, mediana e posterior (Ctb1, 2 e 3)). Todos esses indivíduos estão armazenados no Laboratório de Biodiversidade Pampeana (LEBIP) na Universidade Federal do Pampa – Campus São Gabriel.

Determinação de dimorfismo sexual na forma das asas

A maior parte dos dados relativos às análises das asas foi obtida no software Morphoj, onde após a inserção de um número de 13 *landmarks* no software TPS - dig (figura1) nas imagens previamente produzidas foi realizada uma sobreposição generalizada de Procrustes. Estimou-se uma matriz de covariância com os dados das asas para machos e fêmeas com qual foi feita uma ANOVA de Procrustes entre os sexos, verificando a existência de dimorfismo sexual na forma das asas (DEBAT et al., 2003). Também foi realizada Análise de Componentes Principais (PCA) a fim de verificar quais valores mais contribuíam com a variação de forma nas asas (CLAUDE, 2008). Logo após foi feita uma análise discriminante das asas utilizando separação por sexo e um teste de Wilcoxon para verificar diferenças no

tamanho do centroide das asas no software R-Studio. Além disso, a alometria das asas foi estimada por meio de uma regressão linear da forma da asa em função do Tamanho do Centroide (TC).

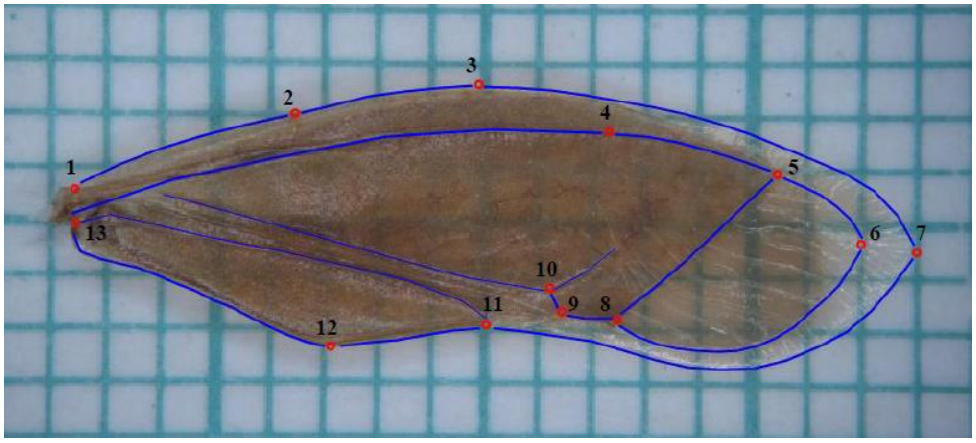


Figura 1 - Disposição dos *landmarks* na asa de *Belostoma angustum*. 1 e 13: Ligamentos da asa, 2: Sutura nodal, 3: Extremidade superior da asa, 4: Sutura do cúneo, 5: Porção distal superior do cório, 6: Porção distal da membrana mais esclorotisada, 7: Porção distal da membrana menos esclerotisada, 8: Porção distal inferior do cório, 9: Veia radial, 10: Veia cubital, 11: Porção distal da sutura claval, 12: Extremidade inferior da região claval.

Determinação de dimorfismo sexual nas pernas

Foi realizada uma PCA para verificar qual variável melhor contribuía com a variação de tamanho corporal independentemente para machos e fêmeas (CLAUDE, 2008). Foram feitas análises das curvas de regressão (b) com o método OLS (RABIET et al., 2015). As regressões foram realizadas utilizando-se as variáveis corporais em função da variável indicada pelo primeiro eixo da PCA para machos e fêmeas. Foram estimados coeficientes de variação linha (CV'), erro padrão da estimativa (SEE) e média para todas as variáveis e para ambos os sexos (RABIET et al., 2015). Foram realizados testes de isometria com todas as medidas amostradas e testes não paramétricos de Wilcoxon para determinar se existem diferenças entre b, CV', SEE dentro e entre os sexos para variáveis do corpo e os três pares de pernas independentemente. Todas estas análises foram feitas utilizando o software R – Studio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ANOVA de Procrustes apontou diferenças entre os sexos na forma da asa ($F = 10,69$; $P < 0,0001$). E a análise discriminante mostrou que existem diferenças significativas entre os sexos ($P < 0,0001$). Segundo Gallesi et al. (2015) dimorfismo sexual pode ser

causado por seleção sexual ou divergência de nicho intersexual, mas que esses processos não são mutuamente exclusivos.

A média do tamanho do centroide foi maior em fêmeas (1,83) do que em machos (1,80), porém essa diferença não foi estatisticamente significativa. A regressão da forma das asas em função do tamanho do centroide das asas mostrou que cerca de 3% da variação é explicada por alometria no tamanho do centroide das asas (P = 0,00014). O primeiro e o segundo eixo da PCA explicaram 49,58% da variação total mostrando que são necessários vários eixos para alcançar uma taxa de explicação mais elevada acerca da variação de forma nas asas.

A análise de PCA com as variáveis corporais dos 138 indivíduos indicou que as medidas que mais contribuem com o tamanho total do corpo de indivíduos machos e fêmeas foram, respectivamente, largura máxima do hemiélitro (LHEM) e tamanho total do corpo (TBL).As análises de regressão tanto para machos quanto para fêmeas mostraram ocorrência de curvas de regressão isométricas, com teste de isometria significativo para a largura do escutelo e comprimento do anteóculo. Outras curvas isométricas foram encontradas para fêmeas no interóculo, comprimento do fêmur 1 e tamanho do centroide das asas. Curvas hipoalométricas significativas (b<1) foram encontradas para ambos os sexos na largura do espaço interocular, largura do olho, comprimento dos fêmures 2 e 3 e comprimento das tíbias 1, 2 e 3. E encontradas somente para machos no comprimento do interóculo, comprimento do fêmur 1 e tamanho do centroide das asas. A alometria em traços sexuais exibem curvas de regressão hipoalométricas (b<1) e isso indica seleção sexual quando o resultado é direcional para machos (EBERHARD, 2009). Portanto as curvas hipoalométricas encontradas para ambos os sexos estão sujeitas a sofrer ação de algum tipo de seleção. O tamanho do centroide da asa se mostrou hipoalométrico somente nos machos, o que sugere um indício de seleção sexual no tamanho da asa. Embora não existam diferenças significativas entre sexos o percentual de explicação na variação da forma das asas por alometria sugere que esta é decorrente apenas dos machos, já que o tamanho do centroide das asas em fêmeas exibe curvas de regressão isométricas.

Os testes de Wilcoxon mostraram que SEE, CV’ e b não foram significativamente diferentes entre os sexos para as variáveis corporais estimadas, porém foram constatadas diferenças significativas entre os sexos para o fêmur 2 (Wilcoxon-test = 0,00032), tíbia 2 (Wilcoxon-test = 0.0083) fêmur 3 (Wilcoxon-test = 0,000006) e para a tíbia 3 (Wilcoxon-test = 0,0024) com inclinação para machos. Nas curvas de regressão dentro de cada sexo

houveramdiferenças significativas para machos na comparação das curvas de regressão das medidas somáticas contra os três pares de pernas, onde (b_{pernas}♂ <b_{corpo}♂, Wilcoxon-test < 0,0086), com esse padrão não se repetindo em fêmeas (b_{pernas}♀ = b_{corpo}♀, Wilcoxon-test = 0,064). O SEE e CV' foram comparativamente mais baixos nos três pares de pernas do que nas medidas somáticas nos machos (SEE_{pernas}♂ <SEE_{corpo}♂ e CV'_{pernas}♂ <CV'_{corpo}♂ (Wilcoxontest = 0,0021 para ambos os testes)). Segundo Rabiet et al. (2015) SEE e CV' baixos associados a curvas de regressão mais rasas é um indicativo de seleção sexual. Além do que as diferenças constatadas pelo teste de Wilcoxon entre os sexos no segundo e terceiro par de pernas com inclinação para machos, indica dimorfismo sexual nessas estruturas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos acerca do dimorfismo sexual em *Belostoma angustum* mostraram que existe dimorfismo sexual na forma das asas, no segundo e terceiro par de pernas e, portanto, indícios de seleção sexual dentro do grupo. Outras análises se fazem necessárias para uma melhor elucidação acerca dos problemas abordados.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Bolsas de Desenvolvimento Acadêmico (PBDA) da Universidade Federal do Pampa pelo apoio prestado.

REFERÊNCIASBIBLIOGRÁFICAS

Claude J (2008) Morphometrics with R. Springer, New York

DEBAT, V. et al..Allometric and nonallometric components of drosophila wing shape respond differently to developmental temperature. **Evolution,** Cidade, v. 57, n. 12, p. 2773-2784, 2003.

EBERHARD, W.; POLIHRONAKIS, R. L. Rodriguez e M.. Pitfalls in understanding the functional significance of genital allometry.**Journal of evolutionary biology**, v. 22, n. 3, p. 435-445, 2009.

FAIRBAIRN, D. J..Allometry for sexual size dimorphism:pattern and process in the coevolution of body size in males and females. **annual review of ecology and systematics,** Cidade, v. 28, p. 659-687, 1987.

GALLESI, M. M. et al..Sexual dimorphism in wings and wing bands of sympetrumpedemontanum (Muller in Allioni 1776).**Zoomorphology,** [S.L.], n. 134, p. 531-540, jul. 201.

GEIJAKES D. C., HUMMELINCK, P. W. **Studies on the fauna of Suriname and other Guyanas**, 1:16 EstadosUnidos da America, Springer verlag NY, 1975.

IGLESIAS, M.S.; VALVERDE, A.C. e CRESPO, F.A. **Occurrence of Sexual Size Dimorphism in *Belostoma elegans* (Heteroptera: Belostomatidae)**. *Entomological News* 121(1): 31-34. 2010 DOI: https://doi.org/10.3157/021.121.0106.

IGLESIAS, M.S.; CRESPO, F.A. eVALVERDE, A.C.**Is parental care behavior in *Belostoma* species an evolutionary cause for their common sexual size dimorphism pattern?***Entomological Science* 15(2)155–161, 2012.DOI: 10.1111/j.1479-8298.2011.00499.x.

JARA, F. G.; ÚBEDA,C.A. e PEROTTI, M.G: **Predatory insects in lentic freshwater.**

habitats from northwest Patagonia: richness and phenology, *Journal of NaturalHistory*, 2013 DOI:10.1080/00222933.2013.791932.

LAUCK, David R.. A monograph of the genus belostoma(h e m i p t e r a) part III. b. triangulum, bergi, minor, bifoveolatum and flumineum groups. **Bulletin of the chicago academy of sciences,** Cidade, v. 11, n. 5, p. 103-164, dez. 1964.

PINCHEIRA-DONOSO, Daniel; HUNT, John. Fecundity selection theory: concepts and evidence. **Biological reviews,** Cidade, p. 1-16, 201./jul. 2017.

RABIEH, Mohammad Mahdi; ESFANDIARI, Mehdi; BONDURIANSKY, Ali AsgharSerajAnd Russell. Genital and body allometry in two species of noctuid moths (lepidoptera: noctuidae). **Biological journal of the linnean society,** Cidade, v. 116, p. 183-196, 2015.

INTEGRAÇÃO MORFOLÓGICA NO SINCRÂNIO DE *CAVIA* (RODENTIA: CAVIIDAE)

Thuany R. Milesi[1]
Rodrigo Fornel[2]

RESUMO

Crânio e mandíbula são estruturas complexas, com diferentes origens morfológicas e que desempenham papéis importantes em diversas funções. O conjunto dessas estruturas, denominado sincrânio, compõe um eficiente aparato mastigatório. A performance dessa função depende do desenvolvimento coordenado entre essas estruturas, que pode ser garantido na presença de integração entre elas. O presente estudo teve por objetivo verificar a presença de integração no sincrânio de indivíduos de *Cavia aperea* e *Cavia magna*. A amostra consiste em um conjunto de imagens digitais tomadas a partir de crânios (vistas dorsal, ventral e lateral) e mandíbulas (vistas dorsal e lateral) de 84 indivíduos. Sobre cada foto foram digitalizados marcos anatômicos homólogos que foram sobrepostos através da GPA. Os testes de integração consistiram em análises de PLS feitas entre as vistas dorsal do crânio (DC) e dorsal da mandíbula (DM), ventral do crânio (VC) e dorsal da mandíbula, lateral do crânio (LC) e lateral da mandíbula (LM). Na comparação DCxDM, obtivemos os valores de R^2 = 0,677 e P = 0,001, indicando associação forte. A comparação VCxDM teve como resultados R^2 = 0,709 e P = 0,001, indicando associação forte. Não foi obtido resultado significativo na comparação LCxLM, com os valores R^2 = 0,386 e P = 0,494. A integração está associada com variação de forma explicada pela variação de tamanho (alometria). O maior grau de integração foi observado em VCxDM. Essa constatação era esperada, visto que são superfícies que fazem contato e são responsáveis pela função de mastigação. Foi observada baixa variação dos caracteres da vista ventral, possivelmente em virtude dessa vista ser responsável pelo desempenho de funções primordiais, como o encaixe da mandíbula e seu papel fundamental na alimentação. O alto grau de integração entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula confirma essa hipótese.

Palavras-chave: Morfometria geométrica. Roedor. Crânio. Mandíbula. Alometria.

INTRODUÇÃO

A complexidade do crânio de um mamífero é um fator favorável para testar mecanismos que promovem variabilidade e mudanças evolutivas (WILLMORE et al., 2006). Os ossos interagem entre si para cobrir os órgãos e também participam de funções como a audição, por exemplo (PORTO et al., 2009). A mandíbula é uma das mais importantes inovações morfológicas dos vertebrados, pois aprimorou a captura e o processamento do alimento (SHIGETANI et al., 2005; CERNY et al., 2010). É uma estrutura composta por diversas partes, com diferentes origens morfológicas (KLINGENBERG e LEAMY, 2001). O conjunto crânio-mandibular, denominado sincrânio, compõe um eficiente aparato mastigatório ancorado por fortes músculos.

[1] Laboratório de Ecomorfologia Animal, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Departamento de Ciências Biológicas. Av. Sete de Setembro, 1621, Centro. thuryba@hotmail.com
[2] Professor Laboratório de Ecomorfologia Animal, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia

O conceito de modularidade está atrelado com a ideia de uma arquitetura que responde mais facilmente às pressões de seleção, em função de um módulo poder sofrer alterações sem afetar os demais (MARROIG et al., 2009; CLUNE et al, 2013). Em contrapartida, no caso do sincrânio, uma possível integração entre crânio e mandíbula pode ser a responsável por manter a funcionalidade do sistema. Se os traços são integrados, a variação morfológica consiste em movimentos coordenados das estruturas (KLINGENBERG, 2008).

Roedores são bons modelos para estudos de variação morfológica por apresentarem rápida capacidade de adaptação (VAUGHAN et al., 2011). Dentro da ordem Rodentia, o gênero *Cavia* Pallas, 1766 é composto por herbívoros cursoriais de pequeno porte, com pernas curtas e cauda reduzida. Quatro espécies ocorrem no Brasil: *Cavia aperea* Erxleben, 1777, *C. magna* Ximenez, 1980, *C. fulgida* Wagler, 1831 e *C. intermedia* Cherem, Olimpio e Ximenez, 1999, sendo *C. aperea* e *C. magna* as de ocorrência no Rio Grande do Sul (CHEREM e FERIGOLO, 2012).

O presente trabalho teve por objetivo verificar a presença de integração entre crânio e mandíbula em indivíduos de *C. aperea* e *C. magna*, visando a melhor compreensão do desenvolvimento morfológico destes roedores. Através da morfometria geométrica (ROHLF e MARCUS, 1993; ADAMS et al., 2004, 2013), as estruturas foram comparadas entre si a partir de diferentes vistas.

MATERIAL E MÉTODOS

A amostra consiste em um conjunto de imagens digitais tomadas a partir de crânios e mandíbulas de indivíduos de duas espécies de *Cavia*. O material encontra-se depositado em três coleções: (1) Coleção de Mamíferos da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB-RS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil; (2) Departamento de Genética, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil; e (3) Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Os crânios dos indivíduos foram fotografados em vistas dorsal, ventral e lateral e as mandíbulas foram fotografadas em vistas dorsal e lateral. O tamanho amostral foi de 51 indivíduos de *C. aperea* e 33 indivíduos de *C. magna*, totalizando uma amostra de 84 sincrânios.

As fotos foram compiladas em listas através do programa TPSUtil versão 1.64 (ROHLF, 2013) e sobre cada foto foram digitalizados marcos anatômicos homólogos utilizando o programa TPSDig2 versão 2.22 (ROHLF, 2015). Foram utilizados 31 marcos

anatômicos para a vista dorsal do crânio, 32 para a vista ventral do crânio, 29 para a vista lateral do crânio, 26 para a vista dorsal da mandíbula e 15 para a vista lateral da mandíbula (Figura 1). As análises estatísticas foram conduzidas conjuntamente para as duas espécies na plataforma R versão 3.3.3 (R CORE TEAM, 2017), com o pacote geomorph versão 3.0.3 (ADAMS e OTAROLA-CASTILLO, 2013).

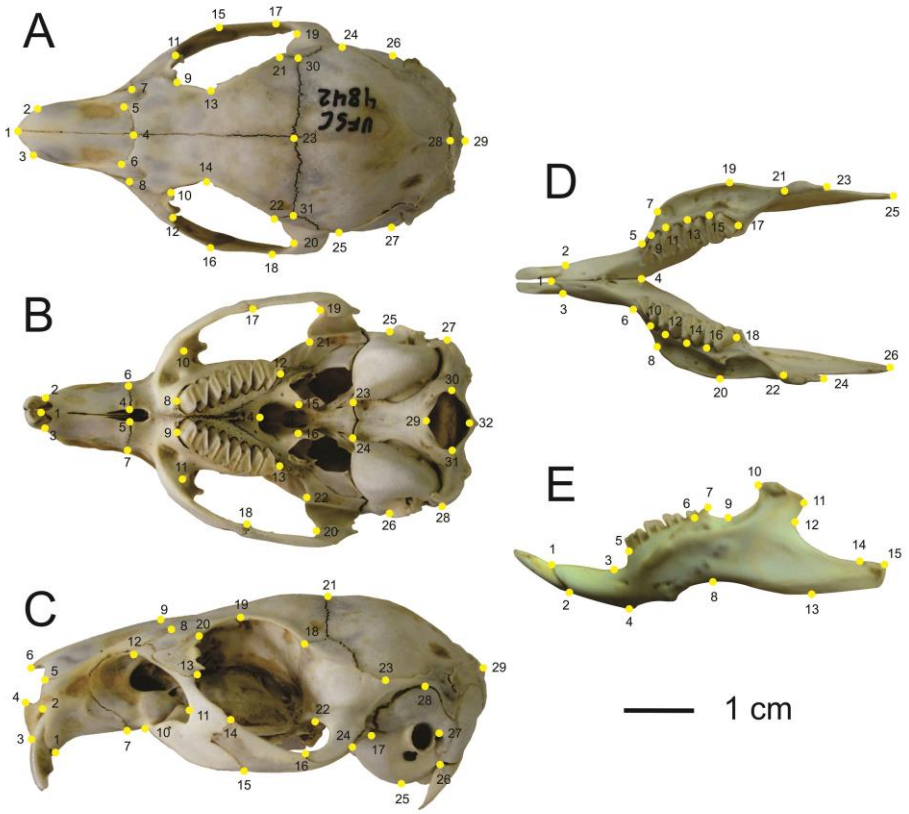


Figura 1 - Localização dos marcos anatômicos para as vistas dorsal (A), ventral (B) e lateral (C) do crânio e para as vistas dorsal (D) e lateral (E) da mandíbula em um espécime de *Cavia aperea*. A descrição de cada marco anatômico encontra-se no Anexo 1.

Espécimes quebrados com até três marcos anatômicos faltantes foram mantidos na amostra. A localização dos marcos faltantes foi estimada estatisticamente, baseado no conjunto da configuração dos marcos dos demais indivíduos (CLAUDE, 2008). Os marcos anatômicos homólogos foram sobrepostos através da Análise Generalizada de Procrustes (GPA), que remove os efeitos não relacionados à forma: posição, escala e orientação (DRYDEN e MARDIA, 1998).

Para evitar redundância dos dados, as vistas dorsal e ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula foram simetrizadas bilateralmente (KLINGENBERG et al., 2002). O efeito alométrico foi removido para impedir que a variação de forma observada fosse influenciada pela variação de tamanho (ADAMS et al., 2013).

Os testes de integração consistiram em análises parciais de quadrados mínimos de dois blocos (PLS) (ROHLF e CORTI, 2000). As comparações foram feitas entre as vistas dorsal do crânio e dorsal da mandíbula, ventral do crânio e dorsal da mandíbula, lateral do crânio e lateral da mandíbula. O teste fornece um valor *P* de significância e um valor R^2 que varia de 0 a 1, sendo maiores valores associados a maior integração entre as estruturas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados mostraram integração para duas das três comparações feitas. Na comparação entre a vista dorsal do crânio e a vista dorsal da mandíbula, obtivemos os valores de $R^2 = 0{,}677$ e $P = 0{,}001$. O resultado significativo indica integração entre as duas estruturas com associação forte. A Figura 2 mostra que os indivíduos de diferentes espécies aparecem relativamente separados no espaço de variação de forma. Os indivíduos posicionados nos maiores escores do gráfico (*C. magna* em sua maioria) apresentam o crânio com rostro mais alongado, arcos zigomáticos mais arredondados e caixa craniana relativamente mais estreita. Associado a este formato de crânio, observa-se a mandíbula com um diastema mais longo e com os processos angular e condiloide voltados para dentro da mandíbula. Nos menores escores, a maioria dos indivíduos encontrados corresponde a *C. aperea*. O formato craniano desses indivíduos inclui rostro mais curto, arcos zigomáticos mais alongados e caixa craniana relativamente mais ampla. A forma da mandíbula associada apresenta os processos angular e condiloide mais voltados para fora, em comparação com o outro extremo do gráfico (Figura 2). A comparação entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula teve como resultados $R^2 = 0{,}709$ e $P = 0{,}001$, o que indica integração significativa com associação forte. Na Figura 3 também observamos relativa separação entre os indivíduos das diferentes espécies. Nos maiores escores, onde estão posicionados a maioria dos indivíduos de *C. magna*, o bloco 1 mostra um crânio com o rostro mais alongado, arcos zigomáticos mais arredondados e forâmen magno relativamente menor. Igualmente ao observado na comparação anterior, a forma da mandíbula associada apresenta diastema mais longo e processos angular e condiloide mais voltados para dentro da mandíbula. Observando os menores escores do bloco 1, percebe-se o rostro mais curto, os arcos zigomáticos mais alongados e o forâmen magno relativamente mais amplo.

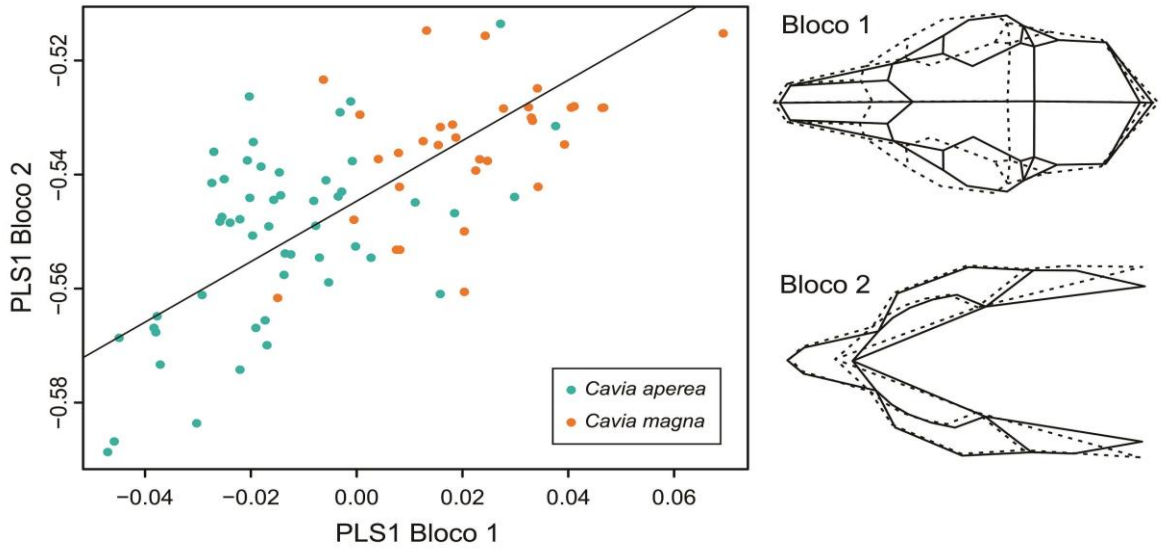


Figura 2 - PLS da comparação entre a vista dorsal do crânio e a vista dorsal da mandíbula. Nos gráficos de deformação à direita, a linha contínua representa os maiores escores e a linha tracejada representa os menores escores.

A mandíbula apresenta-se de igual maneira da comparação anterior, com os processos angular e condiloide articulados para fora (Figura 3). Não foi obtido resultado significativo na última comparação, entre a vista lateral do crânio e a vista lateral da mandíbula, com os valores R^2 = 0,386 e P = 0,494.

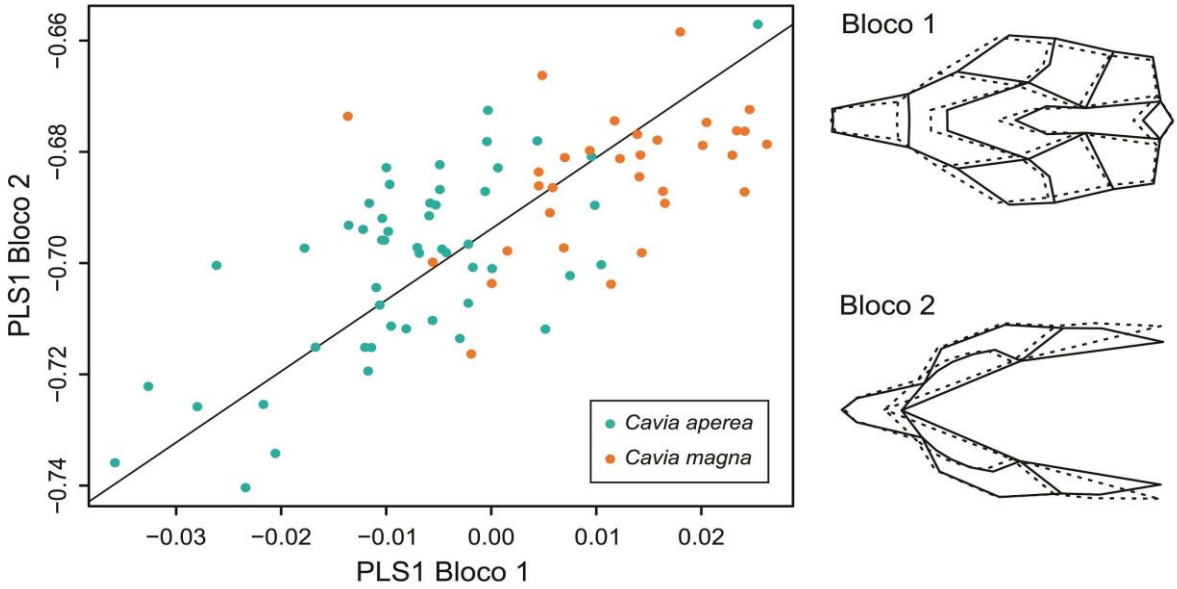


Figura 3 - PLS da comparação entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula. Nos gráficos de deformação à direita, a linha contínua representa os maiores escores e a linha tracejada representa os menores escores.

Esses padrões da forma do crânio já foram observados nestes roedores em trabalhos anteriores do Laboratório de Ecomorfologia Animal (material ainda não publicado), comparando indivíduos de *Cavia* de diferentes tamanhos, além de ser uma constatação geral a

cerca da morfologia craniana dos mamíferos (LESSA e PATTON, 1989; FADDA e LEIRS, 2009; CARDINI e POLLY, 2013). Os indivíduos de *C. aperea* apresentam tamanho menor do que os indivíduos de *C. magna* (CHEREM e FERIGOLO, 2012). Essa variação de tamanho influenciou a variação de forma das espécies, onde indivíduos de *C. aperea* muitas vezes apresentam a morfologia dos juvenis. Conforme Marroig et al. (2009), a integração está associada com variação de forma explicada pela variação de tamanho (alometria).

O conceito de integração entre diferentes estruturas não se trata de uma questão com resposta afirmativa ou negativa, mas sim do grau da conexão entre elas (KLINGENBERG, et al., 2004; MONTEIRO et al., 2005). Portanto, o maior grau de integração foi observado entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula. Essa constatação era esperada, visto que são superfícies que fazem contato e são responsáveis pela função de mastigação. Traços, que juntos desempenham uma determinada função, apresentam maior grau de covariação (MARROIG et al., 2009).

Além disso, esse resultado justifica os achados no trabalho de Milesi e Fornel (2010). Diferentes populações de *C. aperea* foram comparadas quanto à morfologia do crânio, também utilizando as vistas dorsal, ventral e lateral. Foi observada baixa variação dos caracteres da vista ventral, possivelmente em virtude dessa vista ser responsável pelo desempenho de funções primordiais, como o encaixe da mandíbula e seu papel fundamental na alimentação. O alto grau de integração entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula confirma essa hipótese.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi observada integração entre as vistas dorsal e ventral do crânio com a vista dorsal da mandíbula, sendo que a comparação entre a vista ventral do crânio e a vista dorsal da mandíbula apresentou os maiores valores de associação. Esse resultado confirma o importante papel que essas estruturas desempenham na nutrição desses organismos e justifica a baixa variação morfológica observada na vista ventral do crânio desses roedores.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos curadores dos museus que permitiram o uso dos espécimes neste trabalho. Agradecemos ao CNPq pelo fornecimento da bolsa de iniciação científica que permitiu o desenvolvimento deste trabalho e à URI pelo apoio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, D. C.; OTAROLA-CASTILLO, E. **geomorph**.: an R package for the collection and analysis of geometric morphometric shape data. Methods in Ecology and Evolution. v. 4, p. 393-399, 2013.

ADAMS, D. C.; ROHLF, F. J.; SLICE, D. E. Geometric morphometrics: ten years of progress following the "revolution". **Italian Journal of Zoology**. n. 71, p. 5-16, 2004.

_____. A field comes of age: geometric morphometrics in the 21st century. **Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy**. v. 24, n. 1, p. 7-14, 2013.

CARDINI, A.; POLLY, P. D. Larger mammals have longer faces because of size-related constraints on skull form. **Nature Communications**. 4:2458 doi: 10.1038/ncomms3458, 2013.

CERNY, R.; CATTELL, M.; SAUKA-SPENGLER, T.; BRONNER-FRASER, M.; YU, F.; MEDEIROS, D. M. Evidence for the prepattern/cooption model os the vertebrate jaw evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. n. 40, v. 107, p. 17262-17267, 2010.

CHEREM, J. J.; FERIGOLO, J. Descrição do sincrânio de *Cavia aperea* (Rodentia: Caviidae) e comparação com as demais espécies do gênero no Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**. n. 3, v. 52, p. 21-50, 2012.

CLAUDE, J. **Morphometrics with R**. Springer: New York, 2008.

DRYDEN, I.L.; MARDIA, K.V. **Statistical shape analysis**. New York: John Wikey & Sons, 1998.

CLUNE, J.; MOURET, J. B.; LIPSON, H. The evolutionary origins of modularity. **Proceedings of the Royal Society**. v. 280, p. 1-9, 2013.

FADDA, C.; LEIRS, H. The role of growth stop as a morphogenetic factor in *Mastomys natalensis* (Rodentia: Muridae). **Biological Journal of the Linnean Society**. n. 97, p. 791-800, 2009.

KLINGENBERG, C. P. Morphological integration and developmental modularity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. v. 39, p. 115-132, 2008.

KLINGENBERG, C. P.; BARLUENGA, M.; MEYER, A. Shape analysis of symmetric structures: quantifying variation among individuals and asymmetry. **International Journal of Organic Evolution**. n. 56, v. 10, p. 1909-1920, 2002.

KLINGENBERG, C. P.; LEAMY, L. J. Quantitative genetics of geometric shape in the mouse mandible. **International Journal of Organic Evolution**. n. 55, v. 11, p. 2342-2352, 2001.

KLINGENBERG, C. P.; LEAMY, L. J.; CHEVERUD, J. M. Integration and modularity of quatitative traits locus effect on geometric shape in the mouse mandible. **Genetics Society of America**. n. 166, p. 1909-1921, 2004.

LESSA, E. P.; PATTON, J. L. Structural constraints, recurrent shapes, and allometry in pocket gophers (genus *Thomomys*). **Biological Journal of the Linnean Society**. n. 36, p. 349-363, 1989.

MARROIG, G.; SHIRAI, L. T.; PORTO, A.; DE OLIVEIRA, F. B.; DE CONTO, V. The evolution of modularity in the mammalian skull II: evolutionary consequences. **Evolutionary Biology**. n. 36, p. 136-148, 2009.

MILESI, T. R.; FORNEL, R. Padrões de variação geográfica na forma e tamanho do crânio entre populações de *Cavia aperea* (Rodentia: Caviidae). **Vivências**. n. 20, v.11, p. 71-87, 2015.

MONTEIRO, L. R.; BONATO, V.; DOS REIS, S. F. Evolutionary integration and morphological diversification in complex morphological structures: mandible shape divergence in spyni rats (Rodentia, Echimyidae). **Evolution & Development**. n. 7, v. 5, p. 429-439, 2005.

PORTO, A.; DE OLIVEIRA, F. B.; SHIRAI, L. T.; DE CONTO, V.; MARROIG, G. The evolution of modularity in the mammalian skull I: morphological integration patterns and magnitudes. **Evolutionary Biology**. n. 36, p. 118-135, 2009.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. URL https://www.R-project.org/.

ROHLF, J. F. **TPS Utility program**. Department of Ecology and Evolution. SUNY: Stony Brook, New York. 2013.

ROHLF, J. F. **TPS Dig 2.22**. Department of Ecology and Evolution. SUNY: Stony Brook, New York. 2015.

ROHLF, F. J.; CORTI, M. Use of two-block partial least-squares to study covariation in shape. **Systematic Biology**. n. 49, v. 4, p. 740-753, 2000.

ROHLF, F. J.; MARCUS, L.F. A Revolution in Morphometrics. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 4, p. 129-132, 1993.

SHIGETANI, Y.; SUGAHARA, F.; KURATANI, S. A new evolutionary scenario for the vertebrate jaw. **BioEssays**. n. 27, p. 331-338, 2005.

VAUGHAN, T. A.; RYAN, J. M.; CZAPLEWSKI, N. J. **Mammalogy**, 5 ed., Mississauga: Jones and Bartlett Publishers, 2011.

WILLMORE, K. E.; LEAMY, L.; HALLGRÍMSSON, B. Effects of devepolmental and functional interactions on mouse cranial variability through late ontogeny. **Evolution & Development**. n. 8, v. 6, p. 550-567, 2006.

ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVA E EXÓTICA DE FLORESTAS RIBEIRINHAS SOB CONDIÇÕES DE INUNDAÇÃO

Heliur A. de A. Delevatti[1]
Ághata C. Artusi[2]
Tanise L. Sausen[3]

RESUMO

Florestas ribeirinhas são vegetações ao longo de cursos d'água promovendo elevada heterogeneidade ambiental. No sul do Brasil as florestas ribeirinhas apresentam clima subtropical com inundações imprevisíveis e frequência de até 15 dias. As inundações provocam grande impacto nas espécies arbóreas ao longo do ciclo de vida, com as espécies podendo apresentar estratégias morfofisiológicas para adaptação ao estresse. O objetivo do trabalho foi investigar os efeitos do alagamento do solo sobre o crescimento e desenvolvimento de uma espécie arbórea nativa e exótica, inferindo sobre o potencial de estabelecimento em florestas ribeirinhas. O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Ecologia e Sistemática Vegetal da URI Campus Erechim. As espécies utilizadas foram *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), espécie nativa, com ocorrência em áreas frequentemente inundáveis e *Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae), espécie exótica utilizada na silvicultura e que vem sendo introduzida em florestas ribeirinhas. Os parâmetros avaliados foram altura da parte aérea, índice de clorofila, massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca total (MST). *E. uniflora* apresentou diferença apenas para os parâmetros massa seca da parte aérea e total entre os tratamentos hídricos, não havendo diferença para os parâmetros índice de clorofila e altura da parte aérea. *E. saligna* apresentou diferença entre os tratamentos hídricos para os parâmetros índice de clorofila, altura da parte aérea e massa seca da parte aérea e total, sendo índice de clorofila maior no controle, enquanto altura e MSPA e MST foram maiores sob inundação parcial. Os resultados indicam que em *Eucalyptus saligna*, observou-se a estratégia de escape alongando seu caule e acumulando maior biomassa na parte aérea durante o período de inundação, enquanto em *Eugenia uniflora* observa-se redução da biomassa no tratamento de inundação parcial, mesmo mantendo seu processo fotossintético e utilizando adequadamente os carboidratos para sua manutenção, também conferindo tolerância para sua ocorrência em áreas frequentemente inundáveis.

Palavras-chave: crescimento, massa seca, altura, *Eugenia uniflora*, *Eucalyptus saligna*

INTRODUÇÃO

Florestas ribeirinhas são formações vegetais encontradas ao longo do curso de água e transicional entre sistemas terrestres e aquáticos, levando a um equilíbrio dinâmico e promotor da elevada heterogeneidade ambiental (BUDKE, 2008; KESTRING et al., 2009). Segundo Budke et al., (2010) as inundações que ocorrem em florestas ribeirinhas do Sul do Brasil, caracterizado pelo clima subtropical, apresentam frequência imprevisível, com intensidade de até 15 dias e com coluna de água reduzida. Para Wittman et al., (2017), o clima potencialmente determina a estrutura e ocorrência das espécies arbóreas. Estudos

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus Erechim, Graduação em Agronomia, heliur_bsb@hotmail.com
[2] URI - Erechim, Graduação em Ciências Biológicas.
[3] URI - Erechim, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia.

realizados com espécies arbóreas dentro do grupo de pesquisa têm observado efeitos negativos sobre o crescimento e desenvolvimento durante períodos de inundação (BINOTTO et al., 2016; BENDER et al., 2017).

Inundação é um estresse abiótico que provoca grandes impactos sobre o crescimento e desenvolvimento das espécies arbóreas, mas depende da intensidade de duração, altura da coluna de água e das frequências ao longo do ciclo de vida da planta (NOHARA e TSUCHIYA 1990, VERVUREN et al., 2003; NIU et al., 2014). Sendo que a inundação não é o único filtro ambiental determinante para estabelecimento e sobrevivência das plantas, e sim depende de combinações de outros fatores, tais como frio, luminosidade, sedimentação e períodos de seca subsequentes (LEVINE & STROMBERG, 2001; KOSLOWSKI, 2002; MAURENZA et al., 2012; WALTER et al., 2013; DALMOLIN et al., 2015). Plantas de regiões ribeirinhas estão expostas a secas e inundações alternadas durante seu ciclo de vida (PAROLIN et al., 2010), e são capazes de se aclimatar a heterogeneidade ambiental através de respostas plásticas rápidas (LAMBERS, 2008; LANDE, 2009).

A plasticidade fenotípica, expressa a capacidade da planta produzir diferentes fenótipos em diferentes ambientes (PIGLIUCCI; CHAMBEL et al., 2005; BRADSHAW, 2006). Segundo, Huber et al. (2012) e Niu et al. (2014), eventos de inundação, podem ocorrer ao longo da vida de uma planta e provocar efeitos na sobrevivência no momento de ocorrência do estresse ou influenciar para respostas futuras no crescimento. Durante o período de inundação as espécies morrem ou apresentam capacidade de sobreviver a condições através de estratégias (CHIRKOVA, 1988; SILVA et al., 2010). Muitas espécies toleram a inundação se utilizando de estratégias adaptativas morfofisiológicas suportando situações de estresse, como fechamento de estômatos (MIELKE et al., 2003; STRIKER, 2012), incremento de altura da parte aérea (GARSSEN et al., 2015) alongamento dos entrenós (VOESENEK et al. 2004), acúmulo de açúcares solúveis (POORTER et al., 2012). Também se observa a redução na fotossíntese, que compromete o estoque de carboidratos, e diminui o suprimento de energia para o crescimento e desenvolvimento da planta (STRIKER, 2012; SILVEIRA et al., 2015). Essas respostas podem acarretar mudanças compensatórias no metabolismo associadas com alocação diferencial de biomassa para escapar dos efeitos da submersão (PIEDADE et al., 2001; PAROLIN, 2001a).

O objetivo do trabalho foi investigar os efeitos do alagamento do solo sobre o crescimento e desenvolvimento de uma espécie arbórea nativa e outra exótica, inferindo seu potencial de estabelecimento em florestas ribeirinhas.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no Laboratório de Ecologia e Sistemática Vegetal da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Campus Erechim. As espécies foram escolhidas de acordo com classificação de Budke et al. (2010), conforme a ocorrência das espécies em áreas que sofrem inundação. *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), espécie nativa, com ocorrência em áreas frequentemente inundáveis e *Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae), espécie exótica utilizada pela silvicultura e que vem sendo introduzida em florestas ribeirinhas (OLIVEIRA et al., 2016).

As plantas de ambas as espécies foram cultivadas em tubetes plásticos de 100 cm^3 contendo uma mistura de solo e vermiculita (3:1). Foram distribuídas nos tratamentos, Controle (C), com as plantas sendo irrigadas até a capacidade de vaso e Inundação Parcial (IP), com as plantas sendo submersas à linha do colo da raiz. Foram utilizadas 8 indivíduos por espécie e tratamento totalizando 32 indivíduos. A inundação foi simulada em caixas plásticas de guarda volumes, durante o período de 15 dias, considerado por Binotto et al. (2016) como a intensidade de inundação característica de clima subtropical. As plantas do tratamento controle foram irrigadas diariamente até a capacidade de vaso.

Após o período experimental de 15 dias foram realizadas avalições dos parâmetros de crescimento e desenvolvimento, altura da parte aérea (do colo até a gema apical), índice de clorofila (utilizado o ClorofiLOG para caracterização fisiológica), massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca total (MST). As plantas foram retiradas dos tubetes e divididas em parte aérea e raiz, armazenadas em envelopes, secas a 60 ºC até peso constante, posteriormente, pesadas em balança analítica de precisão. Os resultados dos parâmetros de crescimento e desenvolvimento dos tratamentos hídricos (Controle e Inundação Parcial) para cada espécie estudada foram submetidos a Teste t, ($p \leq 0,05$). As análises foram realizadas no Software R (R Core Team, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Eugenia uniflora após os 15 dias de período experimental apresentou diferença para os parâmetros massa seca da parte aérea e total (Tabela 1), não havendo diferença para os parâmetros índice de clorofila e altura da parte aérea (Tabela 1). Sendo que ambos os parâmetros massa seca da parte aérea e total foram maiores no tratamento controle do que na inundação parcial (Figura 1C - D). Todavia, as plantas sob inundação parcial parecem manter o processo fotossintético, sendo que não houve diferenças para os demais parâmetros de

crescimento da parte aérea, podendo indicar tolerância a períodos curtos de inundação de clima subtropical, não prejudicando seu crescimento e desenvolvimento, estando de acordo com a classificação de ocorrência sugerida por Budke et al., (2010) em áreas frequentemente inundáveis. Também o menor acúmulo de massa seca das plantas sob inundação possivelmente, pode estar envolvida com a utilização adequada de carboidratos na manutenção de sua sobrevivência durante o estresse (STRIKER, 2012), fechamento estomático (CHEN et al., 2002), menor taxa fotossintética (LIAO & LIN, 2001), menor difusão de gases para o crescimento e desenvolvimento vegetal (EVANS, 2004).

Eucalyptus saligna apresentou diferença entre os tratamentos hídricos para os parâmetros índice de clorofila, altura da parte aérea e massa seca da parte aérea e total (Tabela 1). O índice de clorofila foi maior no tratamento controle comparado com a inundação parcial (Figura 1A).

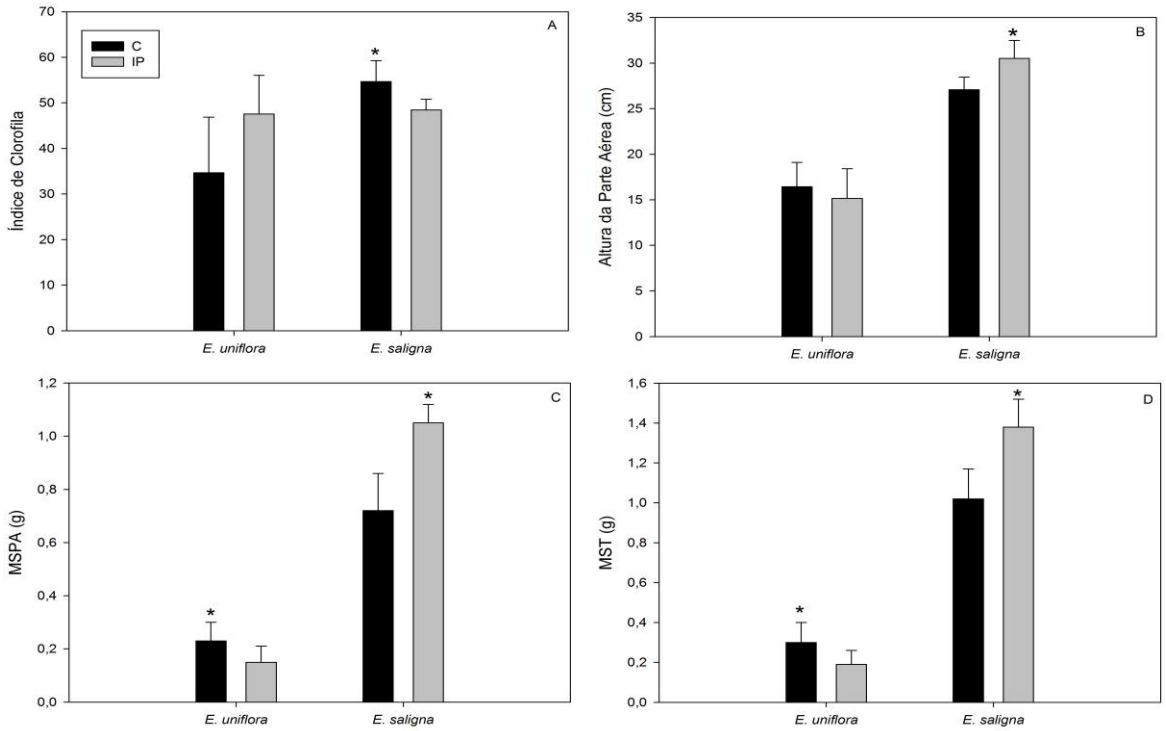


Figura 1 - Parâmetros de Eugenia uniflora e Eucalyptus saligna: A - Índice de clorofila, B - Altura, C - MSPA e D - MST.

Para os parâmetros altura da parte aérea, massa seca da parte aérea e total os valores obtidos foram maiores para o tratamento inundação parcial do que no controle (Figura 1B – D), com isso as plantas apresentam capacidade de aumentar ou manter a biomassa da parte aérea durante períodos de inundação (STRIKER, 2012), sendo critério para tolerância a inundação. Também o maior crescimento em altura, é característica de estratégia para escape

de plantas para sua sobrevivência, durante o período de inundação, alongando seus órgãos aéreos (PAROLIN, 2001b; SANTIAGO e PAOLI, 2003; CHEN et al., 2009; STRIKER, 2012), facilitando trocas gasosas e maior interceptação de luz (VOESENECK et al., 2004; CHEN et al., 2010; GARSSEN et al., 2015). Na maioria dos trabalhos, a saturação de água no solo afeta o crescimento e desenvolvimento das plantas levando-as a morte (VISSER, 2003; BAILEY-SERRES & VOESENECK, 2008).

Tabela 1 - Parâmetros de crescimento e desenvolvimento das espécies Eugenia uniflora e Eucalyptus saligna após o período experimental de 15 dias, Valor de p < 0,05; valor de t e df (grau de liberdade).

Parâmetros / Espécies	*Eugenia uniflora*			*Eucalyptus saligna*		
	p	t	df	*P*	t	df
Altura (cm)	0,408	0.85	13.51	**0,015***	-3.16	7.18
Índice de Clorofila	0,395	-0.88	12.09	**0,037***	2.67	5.97
MSPA (g)	**0,023***	2.56	13.34	**0,003***	-4.86	5.84
MST (g)	**0,026***	2.51	13.00	**0,005***	1.35	4.95

*Valor de $p \leq 0,05$

CONCLUSÕES

Portanto, para classificar e considerar uma espécie para recuperar um ecossistema refere-se à escolha das espécies a serem implantadas no local, sendo por ação natural ou antrópica. *Eugenia uniflora* manteve, durante o período de estudo sob efeito da inundação, seu processo fotossintético, indicando tolerância e sua ocorrência em áreas frequentemente inundáveis, podendo ser indicada para florestas ribeirinhas. Já em *Eucalyptus saligna*, observou-se que utilizou da estratégia de escape alongando seu caule, e acumulando maior biomassa na parte aérea durante o período de inundação, obtendo capacidade para tolerar o efeito da inundação.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a minha Orientadora Tanise Sausen, a minha colega de bolsa Ághata Artusi, e principalmente a URI – Campus Erechim, com apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAILEY-SERRES, J.; VOESENECK, L. A. C. J. Flooding stress: acclimations and genetic diversity. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 59, p. 313-339, 2008.

BENDER, B.; CAPELLESSO, E.S.; LOTTICI, M.E.; SENTKOVISL, J.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A.; ROSA, L. M. G.; SAUSEN, T. L. Growth responses and accumulation of soluble sugars in *Inga marginata* Wild. (Fabaceae) subjected to flooding under contrasting light conditions. **Brazilian Journal of Biology,** v. 77, n. 2, p. 260-266, 2017.

BINOTTO, B.; ANTONIAZZI, A. P.; NEUMANN, G. M.; SAUSEN, T. L.; BUDKE, J. C. Tolerância de plântulas de *Cedrela fissilis* Vell. à diferentes amplitudes e intensidades de inundação**. Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1339-1348, 2016.

BLOM C.W.P.M. AND VOESENEK, L. A. C. J. Flooding: the survival strategies of plants. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 290–295, 1996.

BRADSHAW A. D. Unravelling phenotypic plasticity—why should we bother? **New Phytologist,** v. 170, p. 644–648, 2006.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A. & DE OLIVEIRA-FILHO, A. T. Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 203, n. 2, p. 162-174, 2008.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Florestas ribeirinhas e inundação: de contínuos espaciais a gradientes temporais. In: José Eduardo Santos; Elisabete Maria Zanin; Luiz Eduardo Moschini. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Gestão**. São Carlos: Rima Editora, v. 3, p. 201-218, 2010.

CHAMBEL, M. R.; CLIMENT, J.; VALLADARES, F. Phenotypic plasticity: a useful framework for understanding adaptation in forest species **Forest Systems**, v. 14, n. 3, p. 334-344, 2005.

CHEN, H.; QUALLS, R.G.; MILLER, G.C. Adaptative responses of *Lepidium latifolium* to soil flooding: biomass allocation, adventitious rooting, aerenchyma formation and ethylene production. **Environmental and Experimental Botany**, v. 48, p. 119-128, 2002.

CHEN, X., HUBER, H., DE KROON, H., PEETERS, A. J., POORTER, H., VOESENEK, L. A., & VISSER, E. J. Intraspecific variation in the magnitude and pattern of flooding-induced shoot elongation in *Rumex palustris*. **Annals of Botany**, v. 104, n. 6, p. 1057-1067, 2009.

CHEN, X., PIERIK, R., PEETERS, A. J., POORTER, H., VISSER, E. J., HUBER, H. ... & VOESENEK, L. A. Endogenous abscisic acid as a key switch for natural variation in flooding-induced shoot elongation. **Plant physiology**, v. 154, n. 2, p. 969-977, 2010.

CHIRKOVA, T. V. Pathways of adaptation of plants to hypoxia and anoxia**. Fiziologiya Rasstenni,** v. 35, p. 393-411, 1988.

COSTA, A. M., GOBBI EL, DEMUNER, V. G. & HEBLING, S. A. O efeito da inundação do solo sobre o crescimento inicial de *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake, guapuruvu**. Natureza on line,** v. 4, n. 1, p. 7-13, 2006.

DALMOLIN, A. C., de OLIVEIRA THOMAS, S. E., de ALMEIDA, B. C., & ORTIZ, C. E. R. Alterações morfofisiológicas de plantas jovens de Curatella americana L. submetidas ao sombreamento. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 13, n. 1, 2015.

EVANS, D. E. Aerenchyma formation. **New Phytologist,** v. 161, p. 35–49, 2004.

GARSSEN, A. G., BAATTRUP-PEDERSEN, A., VOESENEK, L. A., VERHOEVEN, J. T. & SOONS, M. B. Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. **Global Change Biology,** v. 21, p. 2881–2890, 2015.

HUBER, H.; CHEN, X.; HENDRIKS, M.; KEIJSERS, D.; VOESENEK, L. A. C. J.; PIERIK, R.; POORTER, H.; KROON, H. D. & VISSER, E. J. W. Plasticity as a plastic response: how submergence-induced leaf elongation in *Rumex palustris* depends on light and nutrient availability in its early life stage. **New Phytologist**, v. 194, p. 572–582, 2012.

KESTRING, D.; KLEIN, J.; MENEZES L. C. C. R.; ROSSI M. N. Imbibition phases and germination response of *Mimosa bimucronata* (Fabaceae: Mimosoideae) to water submersion. **Aquatic Botany**, v. 9, p. 105-109, 2009.

KOSLOWSKI T. T. Responses of woody plants to flooding and salinity. **Tree Physiology Monograph**, v. 1, p. 1-29, 1997.

KOSLOWSKI, T. T. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems**. Wetlands**, v. 22, p. 550-561, 2002.

LAMBERS, H.; CHAPIN, F. S. & PONS, T. L. Plant Physiological Ecology. **Springer**, New York, 2008.

LANDE, R. Adaptation to an extraordinary environment by evolution of phenotypic plasticity and genetic assimilation. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 22, p. 1435–1446, 2009.

LEVINE, C. M.; STROMBERG, J. C. Effects of flooding on native and exotic plant seedlings: implications for restoring southwestern riparian forests by manipulating water and sediment flows. **Journal of Arid Environments**, v. 49, n. 1, p. 111-131, 2001.

LIAO, C. T.; LIN, C. H. Physiological adaptation of crop plants to flooding stress. **Proceedings of the National Science Council, Republic of China. Part B, Life Sciences**, v. 25, n. 1, p. 148-157, 2001.

MAURENZA, D.; MARENCO, R. A.; PAROLIN, P. e PIEDADE, M. T. F. Physiological responses to flooding and light in two tree species native to the Amazonian floodplains. **Aquatic Botany**, v. 96, n. 1, p. 7-13, 2012.

MIELKE, M.S., DE ALMEIDA, A.A.F., GOMES, F.P., AGUILAR, M.A.G. & MANGABEIRA, P.A.O. Leaf gas exchange, chlorophyll fluorescence and growth responses of Genipa americana seedlings to soil flooding. **Environmental and Experimental Botany,** v. 50, n. 3, p. 221–231, 2003.

NIU, S.; LUO, Y.; LI, D.; CAO, S.; XIA, J.; LI, J. & SMITH, M. D. Plant growth and mortality under climatic extremes: an overview. **Environmental and Experimental Botany**, v. 98, p. 13–19, 2014.

NOHARA, S. & TSUCHIYA, T. Effects of water level fluctuation on the growth of *Nelumbo nucifera* Gaertn. In Lake Kasumigaura, Japan. **Ecological research,** v. 5, n. 2, p. 237–252, 1990.

OLIVEIRA, M., RIL, F. L., PERETTI, C., CAPELLESSO, E. S., SAUSEN, T. L., & BUDKE, J. C. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil, 2016.

PAROLIN, P. *Senna reticulata*, a pioneer tree from Amazonian várzea floodplains. **The Botanical Review**, New York, v. 67, n. 2, p. 239-254, 2001a.

PAROLIN, P. Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. **Oecologia**, Berlin, v. 128, n. 3, p. 326-335, 2001b.

PAROLIN, P.; LUCAS, C.; PIEDADE, M.T. F. & WITTMANN, F. Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains. **Annals of Botany**, v. 105, n. 1, p. 129–139, 2009.

PIEDADE, M. T. F.; WORBES, M. & JUNK W. J. Geoecological controls on elemental fluxes in communities of higher plants in Amazonian floodplains. In: MCLAIN M. E. VICTORIA R. L. & RICHEY J. E. (Eds); **The Biogeochemistry of the Amazon Basin. New York: Oxford University Press**, 209-234, 2001.

PIGLIUCCI, M. Evolution of phenotypic plasticity: where are we going now? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 9, p. 481–486, 2005.

POORTER, H., NIKLAS, K.J., REICH, P.B., OLEKSYN, J., POOT, P. & MOMMER, L. 2012. Biomass allocation to leaves stems and roots meta-analyses of interspecific variation and environmental control. **New Phytologist,** v. 193, n. 1, p. 30–50, 2012.

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.

SANTIAGO, E. F.; PAOLI, A. A. S. O aumento em superfície em *Adelia membranifolia* (Müll. Arg.) Pax & K. Hoffm. e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub, em resposta ao estresse por deficiência nutricional e alagamento do substrato. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 503-513, 2003.

SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. e VAN DEN BERG, E. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 465-471, 2010.

SILVEIRA, N. M., DONIZETI ALVES, J., DEUNER, S., DOUSSEAU, S., & DE CASTRO HENRIQUE, P. Crescimento e partição de carboidratos em plantas de *Sebastiania membranifolia* submetidas ao alagamento. **CERNE**, v. 21, n. 1, 2015.

STRIKER, G. G. Time is on our side: the importance of considering a recovery period when assessing flooding tolerance in plants. **Ecological Research**, v. 27, n. 5, p. 983-987, 2012.

VERVUREN P. J. A., BLOM C. W. P. M., DE KROON H. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. **Journal of Ecology, v.** 91, p. 135–146, 2003.

VISSER, E. J. W.; VOESENEK, L. A. C. J.; VARTAPETIAN, B. B.; JACKSON, M. B. Flooding and plant growth. **Annals of Botany,** v. 91, p. 107-109, 2003.

VOESENEK, L., RIJNDERS, J., PEETERS, A., VAN DE STEEG, H. & DE KROON, H. Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genes to communities. **Ecology**, v. 85, p. 16–27, 2004.

WALTER, J.; JENTSCH, A.; BEIERKUHNLEIN, C. & KREYLING, J. Ecological stress memory and cross stress tolerance in plants in the face of climate extremes. **Environmental and Experimental Botany**, v. 94, p. 3–8, 2013.

WITTMANN, F., MARQUES, M. C. M., DAMASCENO, J. G., BUDKE, J. C., PIEDADE, M. T. F., DE OLIVEIRA WITTMANN, A., ... & Junk, W. J. The Brazilian freshwater wetscape: Changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. **PloS one**, v. 12, n. 4, p. e0175003, 2017.

GESTÃO E CONSEVAÇÃO DE PTERIDÓFITAS EM UM FRAGMENTO DE MATA

Denilson da S, Machado[1]
Peter, W. Dos S, Aguiar[2]
Jordana G, Vettorato[2]
Nilvane T, G. Müller[3]

RESUMO

O grupo das pteridófitas compreende quatro classes, a Psilotopsida, Equisetopsida, Marattiopsida e Polypodiopsida, as quais podem habitar de ambientes terrestres à aquáticos. Pouco se sabe sobre a diversidade deste grupo no Rio Grande do Sul, principalmente, na região Noroeste do estado. Nesse sentido, objetivou-se avaliar a pteroflora de uma área ruderal presente na zona urbana de Santo Ângelo, RS. Localizado ao Noroeste do Rio Grande do Sul. As amostragens foram feitas através de caminhadas assistemáticas. O material vegetal foi identificado até os níveis taxonômicos de família empregando as bibliografias especializadas. Foram encontrados 20 táxons (n), distribuídos em 8 famílias. Destes 95% dos táxons pertencem a ordem Polypodiales e 5% pertencente a ordem Schizaeales. Dentre as famílias observadas, a Pteridaceae (n=6) apresentou a maior diversidade, seguida da família Thelyopteridaceae (n=5). A maioria dos táxons encontradas apresenta hábitos terrícolas (f=90%). Alguns táxons foram encontrados em mais de um ambiente, podendo assim ser classificados como generalistas. No entanto, a maior parte deles são adaptados para sobreviver no interior de matas (f=35%). Novos estudos no Rio Grande do Sul vêm demonstrando uma contínua substituição das espécies da família Polypodiaceae por espécies de Pteridaceae, corroborando com o presente estudo. Portanto, há a necessidade de verificar se esta realidade pode ser constatada em outras partes da região Noroeste e do restante do estado.

Palavras-chave: Polypodiales; Pteridaceae; Rio Grande do Sul; Samambaias.

INTRODUÇÃO

As pteridófitas podem habitar diversos ambientes e apresentam diferentes formas biológicas. Este grupo compreende samambaias, avencas, licopódios e plantas afins, e, são divididos em quatro classes Psilotopsida, Equisetopsida, Marattiopsida e Polypodiopsida (SMITH et al., 2008). Ao longo da evolução desse grupo várias adaptações apareceram e desapareceram quanto ao substrato, formas de vida e ambientes preferenciais. No presente existem pteridófitas terrícolas, aquáticas, rupícolas, epífitas e hemiepífitas. Devido a isto, as mesmas mantiveram-se em uma vasta gama de ambientes, ocorrendo em várias partes da terra. Nesse sentido, esses indivíduos estão sendo considerados indicadores da qualidade ambiental. No entanto, sua diversidade vem sendo reduzidas com a perda de áreas florestais no Brasil (SILVA et al., 2013).

[1] Acadêmico do Curso de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Av. Universidade das Missões, 464, E-mail: Denilson_lkm@hotmail.com
[2] Acadêmicos Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus Santo Ângelo.
[3] Profª. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus Santo Ângelo.

Nesse sentido, estima-se que existam 1.221 espécies, dessas 337 foram registradas para o Rio Grande do Sul. Este estado encontra-se sobre dois biomas o Pampa e descontinuamente dentro do domínio morfoclimático Mata Atlântica. Logo, apresenta uma ampla diversidade vegetal, uma vez que nos campos, além da vegetação rasteira, ocorrem pequenos fragmentos de florestas ao longo dos rios, chamadas de mata de galeria. Esses locais são usualmente dominados por plantas deciduais das famílias Myrtaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Anacardiaceae, Ulmaceae, dentre outras. Portanto, fornecendo vários micro-habitats para animais e outras plantas, como as pteridófitas (BEHLING et al., 2005; PILLAR, 2009).

Os primeiros estudos de diversidade de pteridófitas no Rio Grande Sul vem de um século atrás, desde esse período a vegetação rio-grandense sofreu várias modificações. Essas alterações no habitat podem ser muito danosas aos vegetais podendo ocasionar à deriva genética e perda de alelos favoráveis à população. Em longo prazo, pode ocorrer um aumento da endogamia dentro das comunidades vegetais (SILVA et al., 2013; ZUQUIM et al., 2014). E, conhecer a diversidade florística é muito importante para a elaboração de planos de manejos de áreas perturbadas (CHAVES et al., 2013). Nesse sentido, objetivou-se avaliar a pteroflora de uma área ruderal presente na zona urbana de Santo Ângelo, RS.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo ocorreu em um fragmento de mata localizado na zona urbana do munícipio de Santo Ângelo/RS, sobre a intersecção das seguintes coordenadas 28°16’42.91’’sul e, 54°15’53.74’’Oeste. Este município encontra-se a 286 metros acima do nível do mar, apresentando vegetação do tipo Floresta Estacionais Decidual em maior parte de sua extensão. Seu clima é Cfa de acordo com a classificação de Köppen (Clima temperado úmido com verão quente) com temperaturas médias entre 21°C e 30°C (PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTO ÂNGELO, 2014; HÜLLER et al., 2011). Já o solo do mesmo é classificado como Latossolo vermelho distroférrico típico com textura muito argilosa.

Para as amostragens foram feitas excursões quinzenais de 3 horas de duração em média envolvendo caminhadas assistemáticas. O material vegetal foi coletado empregando-se a metodologia para plantas pteridófitas descrita por Pereira (2003), ou seja, coletando-se a planta fértil e casualmente infértil com parte do rizoma.

O material vegetal foi identificado até os níveis taxonômicos de gênero, para tal, empregou-se bibliografia especializada, como chaves de identificação (PEREIRA, 2003), artigos (MYNSSEN & WINDISCH, 2004; ROCHA, 2008) e bibliografia geral. E, a

circunscrição das famílias seguiu as definições de Smith et al., (2008). O nome dos autores seguiu as definições encontradas em coleções de base da internet como o Herbário Virtual Reflora e o aplicativo *Plantminer* (CARVALHO, 2010).

Além disso, os indivíduos coletados foram classificados de acordo com os seguintes aspectos ecológicos: hábito baseado em Filho e Windisch (2006) e ambiente seguindo uma adaptação da proposta elaborada por Farias et al., (2016).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram encontradas 8 famílias, 20 táxons representantes (tabela 1), sendo 95% deles pertences a ordem Polypodiales e 5% pertencente a ordem Schizaeales. As Polypodiales compreendem 80% das pteridófitas atuais, e, evidencias paleontobotânicas demonstram que a maior diversificação desta ordem ocorreu durante o Cretáceo (LEHTONEN et al., 2012).

Tabela 1 – Lista de família pteridófitas encontradas no local estudado. Ma = Mata Ciliar, Mc= Margem Do Córrego (Arroio Frederico), Ep = Epífita, Cp = Campo, Ba=Banhado, Tr= Terrícola e Co = Cortícola.

Família	**Hábito**	**Ambiente**
Anemiaceae Link	Tr	Ma/Mc
Aspleniaceae Newman	Tr	Mc
Aspleniaceae Newman	Tr	Mc
Blechnaceae Newman	Tr	Mc
Blechnaceae Newman	Tr	Ma
Blechnaceae Newman	Tr	Mc
Dryopteridaceae Heter	Tr	Cp/Ba
Lomariopsidaceae Alston	Tr	Ma
Polypodiaceae J. Presl	Tr	Ma
Polypodiaceae J. Presl	Co	Ep
Polypodiaceae J. Presl	Co	Ep
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Cp/Ba
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Ma/Mc
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Cp/Ma
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Ma
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Ma/Ca/Ba
Pteridaceae E. D. M. Kirchn.	Tr	Ma
Thelypteridaceae Pic. Serm.	Tr	Ma/Mc
Thelypteridaceae Pic. Serm	Tr	Ma
Thelypteridaceae Pic. Serm	Tr	Ma

A maioria das espécies registradas estavam na mata ciliar do curso d'água da área (Arroio Frederico), apresentando pouca conservação no local, ainda foi possível observar diversos resíduos antrópicos no interior do fragmento. Apesar de ser uma Área de preservação

permanente (APP) e estar protegida por lei. A sua fragmentação é evidente, devido as construções e áreas de pastejo no entorno conferindo com Farias et al., (2014) que evidencia que a fragmentação dos habitats é uma das principais causas de baixa diversidade de pteridófitas.

Dentre as famílias observadas, a Pteridaceae apresentou o maior número de táxons (n) com 6 representantes, seguida das famílias Thelypteridaceae, Blechnaceae e Polypodiaceae (n=3).Essa diversidade da família Pteridaceae também foi observada por Lautert et al., (2015) que avaliou os três estados que compõem a região Sul do Brasil. O autor explica esta riqueza está associada a formações de Floresta Atlântica. Além disso, Gonzatti et al., (2014) e Gonzatti et al., (2016) também relatam este padrão de diversidade no Nordeste e no litoral rio-grandense respectivamente. Esta família apresenta 11 gêneros que ocorrem no Rio Grande do Sul. A maior parte desses indivíduos tem habito terrícola e pode se desenvolver em uma ampla variedade de substratos e habitats (PEREIRA, 2003). Contudo, este padrão de diversidade é definido como contraditória, em virtude da maioria dos estudos relatar uma grande riqueza de Polypodiaceae.

As pteridófitas geralmente preferem locais que retêm umidade, por pelo menos parte do ano, todavia, existem espécies adaptadas aos mais diversos ambientes (FILHO e WINDISCH, 2006). No presente estudo, a maioria dos táxons encontradas apresenta hábitos terrícolas (f=90%) (Fig. 1).

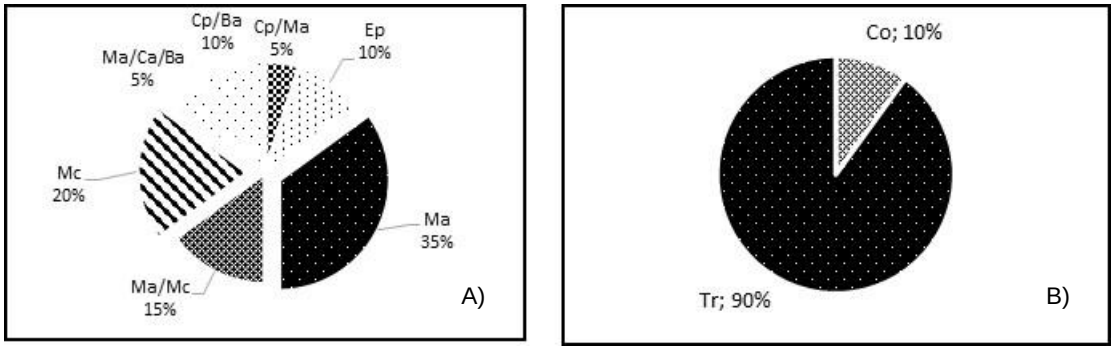


Figura 1 - Frequência (f) de hábitos e ambiente por indivíduos de famílias encontradas. A) Ambientes onde os indivíduos foram encontrados; B) Substrato o qual os indivíduos foram encontrados. Ma = Mata Ciliar, Mc= Margem Do Córrego (Arroio Frederico), Ep = Epífita, Cp = Campo, Ba=Banhado, Tr= Terrícola e Co= Cortícola.

Além disso, diversos indivíduos encontrados na área estudada são adaptados para sobreviver no interior de florestas (f=35%), nas margens de córregos (f=20%) ou em ambientes abertos.

Segundo Bittencourt et al., (2004) as pteridófitas apresentam ampla densidade e baixa riqueza em áreas antrópicas, não havendo diferenças significativas entre suas preferencias ambientais. Tal fato, corrobora com os resultados do presente estudo, pois alguns táxons foram encontrados em mais de um ambiente, podendo assim ser classificados como generalistas.

Segundo Gonzatti et al., (2014) a supremacia de plantas terrícolas pode ser explicada por características próprias da área de estudo, como a exposição à luz solar. Este habito é muito comum na pteroflora, e, muitos estudos relatam a predominância de espécies terrícolas em diversos biomas brasileiros, corroborando com o presente estudo (FILHO & WINDISCH, 2006; FARIAS et al., 2014).

Por outro lado, a área avaliada neste trabalho tem um amplo número de angiospermas da família Myrtaceae, Anacardiaceae e Arecaceae, as quais têm textura lisa e pouca estabilidade na casca. Tais características são limitantes para a colonização de epífitas (HOELTGEBAUM et al., 2013). E também pode explicar a escassez de Polypodiaceae, uma vez que essa família é basicamente composta de epífitas (TEJERO-DÍEZ, 2009).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o presente estudo notou-se um reduzido número famílias de pteridófitas, dentre elas a família Pteridaceae destacou-se, provavelmente por apresentar indivíduos que habitam os mais variados ambientes. Contudo, a maioria deles foi encontrada na área de mata ciliar, assim como diversos outros indivíduos. Tal fato pode estar relacionado a ausência de microhabitats favoráveis a reprodução de espécies especializadas (e.g. Forófito adequado, luminosidade e umidade). Novos estudos no Rio Grande do Sul vêm demonstrando uma contínua substituição das espécies da família Polypodiaceae por espécies de Pteridaceae, corroborando com o presente estudo. Portanto, há a necessidade de verificar se esta realidade pode ser constatada em outras partes da região Noroeste e nas demais localidades do Rio Grande do Sul.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BITTENCOURT, S.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Estrutura da Comunidade de Pteridophyta em uma Floresta Ombrófila Mista, Sul do Paraná, Brasil. **Silva Lusitana**, v. 12, n. 2, p. 243 - 254, 2004.

CARVALHO, G.H.; CIANCIARUSO, M.V. & BATALHA, M.A. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. **Environmental Modelling and Software**, v. 25, p. 815-816, 2010.

FARIAS, A.P. dos S.; KLEIN, C.L.; GARLET, T.M.B.; ESSI, L. Pteridoflora da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), campus Palmeira das Missões, RS, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, Jan-Jun;1(1):15-21, 2014.

FILHO, F. de P. A.; WINDISCH, P. G. Florística e aspectos ecológicos das pteridófitas em uma floresta de Restinga no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, v. 61, n. 1/2, p. 63-71, 2006.

GASPER, A. L. de; ALMEIDA, T. E.; DITTRICH, V. A. de O.; SALINO, A. Molecular phylogeny of the fern family Blechnaceae (Polypodiales) with a revised genus-level treatment. **Cladistics**, p.1-18, 2016.

GONZATTI, F.; MACHADO, L.; WINDISCH, P. G. Distribution patterns of ferns and lycophytes in the Coastal Region of the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** – v. 30, n.2, p. 239-253. April-June 2016.

GONZATTI, F.; VALDUGA, E.; WASUM, R. A.; SCUR, L. Florística e aspectos ecológicos de samambaias e licófitas em remanescentes de matas estacionais deciduais da serra gaúcha, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Bras. De Biociências**, v. 12, n. 2, p. 90-97, 2014.

HOELTGEBAUM, M. P.; QUEIROZ, M. H. de; REIS, M. S. dos. Relação entre bromélias epifíticas e forófitos em diferentes estádios sucessionais. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 337-347. 2013.

HÜLLER, A.; RAUBER, A.; WOLSKI, M. S.; ALMEIDA, N. L. de; WOLSKI, S. R. S. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Natural Municipal de Santo Ângelo, Santo Ângelo, RS. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, 2011.

LAUTERT, M. TEMPONI, L. G.; VIVEIROS, R. S.; SALINO, A. Lycophytes and ferns composition of Atlantic Forest conservation units in western Paraná with comparisons to other areas in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, v. 4, p. 499-508, 2015.

MYNSSEN, C. M. & WINDISCH, P. G. Pteridófitas da reserva rio das pedras, mangaratiba, RJ, brasil. **Rodriguésia**, v. 55, n. 85, p. 125-156, 2004.

MOURA, I. O. & SALINO, A. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Dryopteridaceae. **Rodriguésia**, 67, n. 5 (Especial): 1151-1157, 2016.

PREFEITURA DE SANTO ÂNGELO. **História**. Disponível em: < http://www.santoangelo.rs.gov.br/municipio.htm>.

ROCHA, M. A. de L. **Inventário de espécies de pteridófitas de uma mata de galeria em Alto Paraíso, Goiás, Brasil e morfogênese dos gametófitos de *Pecluma ptilodon* (Kunze) Prince e *Campyloneurus phyllitidis* (L.) C. Presl (Polypodiaceae).** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2008. Disponível em: <http://www.fernandosantiago.com.br/inventario_pteridofitas.pdf>.

PEREIRA, A. B**. Introdução ao estudo das Pteridófitas.** 2 ed., Canoas: Ed. Ulbra, 2003.

SAKAGAMI, C. R. **Pteridófitas do parque ecológico da Klabin, Telêmaco borba, Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Univesidade Federal do Paraná, Curitíba 2006. Disponível em:< http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/15461/Dissertacao_Cinthia.pdf?sequence=1>

SCHWARTSBURD, P. B. & LABIAK, P. H. Pteridófitas do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Hoehnea,** v. 34 n. 2, p. 159-209, 2007. Disponível em:< http://www.scielo.br/pdf/hoehnea/v34n2/v34n2a05.pdf>.

SILVA, D. S. da. Et al. Abundância e riqueza de pteridófitas terrícolas em áreas de borda e interior no jardim Botânico de Lajeado, RS. **Rev**. **Dest**. **Acad**., v. 5, n. 3, 2013.

SMITH, A. R.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H.; WOLF, P. G. **Fern classification.** Cambridge: Cambridge University, 2008. Disponível em: < http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/PTER3.pdf>.

VASQUES, D. T.; PRADO, J. *Campyloneurum* C. Presl (Polypodiaceae) no Estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, v. 38, n. 2, p. 147-163, 2011. Disponível em:<http://www.scielo.br/pdf/hoehnea/v38n2/01.pdf>.

TEJEROS-DÍEZ, J. D. Los Helechos Epífitos: Adaptaciones en Polypodiaceae. **Red de Información sobre Plantas Epífitas (RIPE)**, 2009. Disponível em: http://www3.inecol.edu.mx/epifitas/ARCHIVOS/documentos/dtd_2009.pdf.

ZUQUIM, G., TUOMISTO, H.; JONES, M. M.; PRADO, J.; FIGUEIREDO, F. O. G.; MOULATLET, G. M.; COSTA, F. R. C.; QUESADA, C. A.; EMILIO, T. Predicting environmental gradients with fern species composition in Brazilian Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, 2014.

O TRATAMENTO DE EFLUENTES COM *WETLANDS* PODE SER CONSIDERADO UM MÉTODO EFICIENTE?

Maiane B. de Oliveira[1]
Mariana Menegat[1]
Patrícia L. Lazari[1]
Ághata Artusi[1]
Gabriel Wiater[1]
Vanessa Bach[1]
Thalyta Nesello[1]
Débora Pigatto[1]
Luiz U. Hepp[2]

RESUMO

Constructed wetlands são filtros biológicos, onde as macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, juntamente com microorganismos, exercem a função de purificadores da água. Por meio de seus processos biológicos, removem/convertem uma quantidade expressiva de nutrientes. O nitrogênio é um dos nutrientes que podem ser assimilados pelas macrófitas, assim como metais pesados como, zinco. Um dos processos de absorção das substâncias tóxicas é a bioacumulação, que pode variar de acordo com a espécie. Os objetivos do estudo foram avaliar o potencial de remoção de nitrogênio e zinco do efluente bruto da estação de tratamento (ETE- URI), e a bioacumulação da raiz e parte aérea das macrófitas aquática *Eichhornia crassipes* como agente de remediação. Foi utilizado um recipiente de vidro e duas *E. crassipes.* As amostras do efluente (10 ml) para a avaliação de remoção de nitrogênio foram realizadas logo quando o efluente e as macrófitas foram colocados no recipiente, e após 30 minutos, 1 hora, 1,5 hora, 12 horas e 24 horas. Para a avaliação de remoção de zinco da água, foram coletadas amostras de efluente (10 ml) nos tempos zero e 23 horas. E para a análise de bioacumulação, foram utilizadas as macrófitas incineradas e as cinzas diluídas em ácido. Houve a redução de 44,5% de nitrogênio do efluente, e de 97,7% de zinco realizado pelo agente de remediação, que nesse estudo foi *E. crassipes*. Foi observado que a parte aérea remove mais zinco do efluente, do que as raízes, pela bioacumulação. A espécie *E, crassipes* é considerada como eficiente quando usada como agente de remediação, porém com elevadas concentrações de nutrientes, deve ser feito o manejo, para que não se torne uma praga.
Palavras-chave: Efluente. Macrófitas aquáticas. Nitrogênio. Zinco. Bioacumulação.

INTRODUÇÃO

As intensas atividades agrícolas, industriais e a urbanização, faz com que aumente a demanda de fornecimento de água, e como consequência a elevada geração de efluente líquido. Os efluentes líquidos, quando são lançados diretamente nos corpos hídricos sem o devido tratamento, podem acarretar em modificações da qualidade da água, causando perturbações nesses ecossistemas (IORIS e HEPP, 2005). Essas alterações ocorrem principalmente através das variáveis físico-químicas desses ambientes como, pH, temperatura, turbidez, DBO (demanda bioquímica de oxigênio) (IORIS e HEPP, 2005) e de

[1] Acadêmico de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim, Departamento de Ciências Biológicas, Avenida Sete de Setembro, 1621, may_bo16@hotmail.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

nutrientes (fósforo e nitrogênio), que em altas concentrações são os principais responsáveis pela eutrofização de corpos hídricos (TUNDISI, 2003).

Assim como todas as plantas, as macrófitas precisam de nutrientes para seu desenvolvimento, que irá refletir na qualidade da água em que vivem (KLETECKE, 2011). Macrófitas aquáticas são plantas que crescem em ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, e produzem quantidades expressivas de matéria seca, com elevado teor de nutrientes (GUNTENSPERGEN et al., 1989). Essas espécies vegetais são utilizadas no tratamento de efluente, por meio das *Constructed wetlands* ou alagados artificiais. São filtros biológicos, onde as macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, juntamente com microorganismos (anaeróbios e aeróbios), exercem a função de purificadores da água (WOOD, 1995). Por meio de seus processos biológicos, causam a redução da DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio) e removem/convertem uma quantidade expressiva de nutrientes (FIA et al., 2011).

O nitrogênio pode ser assimilado pelas plantas, liberado como gás para atmosfera e uma fração pode sair com o efluente final (PROSABE, 2009). Também apresentam grande potencial de remoção de metais tóxicos (YEDLA et al., 2002). Alguns metais tóxicos, tais como zinco (Zn) são essenciais para o desenvolvimento dos organismos vivos (BURCHARD et al., 2012). A deficiência do zinco causa redução do crescimento das plantas (TAIZ e ZEIGER, 2013).

Um dos processos de absorção das substâncias tóxicas é a bioacumulação (LUOMA e RAIBOWN, 2011). A bioacumulação desses metais depende das características biológicas de cada espécie, podendo variar de acordo com o metabolismo, tamanho e características individuais dos organismos (RAINBOW et al., 2004). Além disso, no ambiente aquático os metais ligam-se facilmente com o material em suspensão, como a matéria orgânica (ANCION et al., 2013). Entretanto a absorção de metais pesados pelas plantas aquáticas não significa que foram totalmente eliminados do meio, mas sim incluídos na ciclagem de nutrientes (JESUS et al., 2015).

Uma das espécies utilizadas é a *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, caracterizada por ser macrófita aquática flutuante livre, nativa da América do Sul, viáveis por pelo menos 15 anos no sedimento dos corpos d'água (HOLM e YEO, 1980). No Brasil, são abundantes e amplamente distribuídas, podem ocorrer em ecossistemas antropizados, assim como em ambientes naturais (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006).

Diante do exposto os objetivos do estudo foram avaliar o potencial de remoção de nitrogênio e zinco do efluente bruto da estação de tratamento (ETE- URI), e a bioacumulação na raiz e parte aérea da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* como agente de remediação.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no laboratório de bioquímica da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), campus de Erechim. Para realizar o experimento utilizou-se um recipiente de vidro, onde foram adicionados 1,5 litros do efluente bruto da estação de tratamento (ETE- URI) e 500 ml de água destilada, além de duas unidades da macrófita aquática *Eicchornia crassipes* (Figura 01). Primeiramente foram lavadas as raízes das *E. crassipes*, para a remoção do excesso de terra, em seguida foram secas para a remoção do excesso de água e então colocadas dentro dos recipientes de vidro com o efluente. Foram realizados processos semelhantes para a avaliação de remoção de nitrogênio e zinco.

Figura 1 - Amostra de *Ecchornia crassipes* no recipiente com o efluente a ser tratado.

Análise do nitrogênio

Para verificar a remoção do nitrogênio pela macrófita, foram coletadas amostras do efluente. A primeira amostra de água (10 ml) foi coletada imediatamente quando as macrófitas foram colocadas no recipiente, e as seguintes nos tempos de 30 minutos, 1 hora, 1,5 horas, 12 horas e 24 horas. Após, foram filtradas e transferidas para recipientes plásticos, para posterior análise, por meio do aparelho TOC-VCSH Shimadzu® no laboratório de Instrumentação Laboratorial.

Análise do zinco

Para avaliar a remoção de zinco, foi coletada a primeira amostra (10 ml) do efluente, no tempo zero e a segunda amostra após 23 horas. Para análise do zinco no efluente, foi utilizada a absorção atômica.

Análise de bioacumulação

Após as coletas para a avaliação de remoção de nitrogênio e zinco, as macrófitas foram lavadas e as raízes e parte aérea cortadas e secas com papel toalha. Nesse estudo, a análise de bioacumulação consiste em saber em qual órgão do vegetal, ocorre maior remoção de zinco, se nas raízes ou parte aérea. Então os órgãos das macrófitas foram moídos e incinerados a 500ºC. As cinzas foram diluídas em ácido para a realização da análise de bioacumulação de zinco.

RESULTADOS

Os resultados mostram que houve redução nos valores de concentração de nitrogênio entre os tempos de coleta da amostra. Quando a amostra foi coletada imediatamente após a introdução das macrófitas no efluente, a concentração de nitrogênio era de 0,92 mg/L, enquanto que a última amostra coletada, após 24 horas foi de 0,51 mg/L. Com isso podemos verificar a redução de 44,5% de nitrogênio do efluente, pela macrófita *Ecchornia crassipes*, em 24 horas. A relação entre a concentração de nitrogênio e o tempo de remoção macrófitas aquáticas apresentou o coeficiente de determinação de (R^2=0,69), demonstrando que o ajuste do modelo utilizado foi adequado (Figura 02).

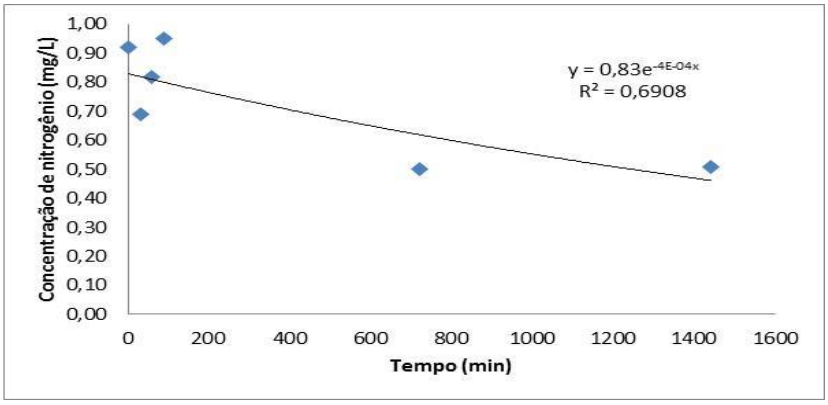


Figura 2 - Concentração de nitrogênio relacionada com o tempo de coleta das amostras.

Foi verificado a redução de zinco do efluente com eficiência de 97,7%. A relação de zinco e o tempo de remoção (zero e 23 horas) pelas macrófitas aquáticas apresentou o coeficiente de determinação de (R^2=1). Quanto mais próximo de 1, o ajuste do modelo é mais adequado e eficiente, demonstrado pelo gráfico (Figura 03).

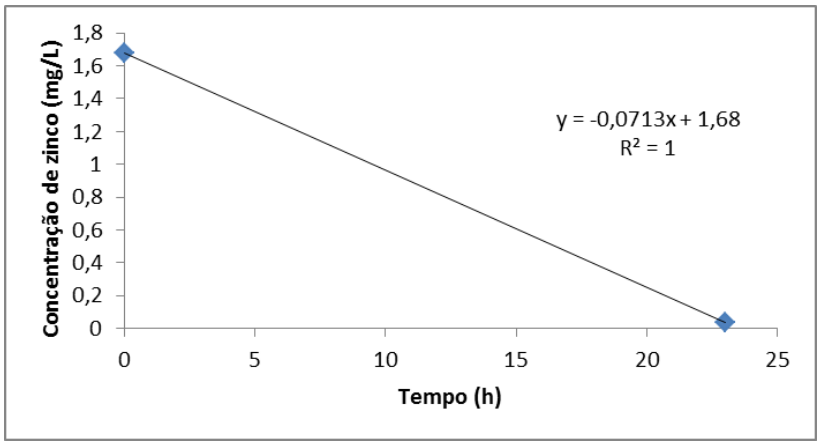


Figura 3 - Concentração de zinco no efluente, relacionada com o tempo de coleta das amostras (zero e 23 horas).

Em relação ao processo de bioacumulação, podemos verificar que a parte aérea, remove mais zinco da água do que as raízes (Figura 04).

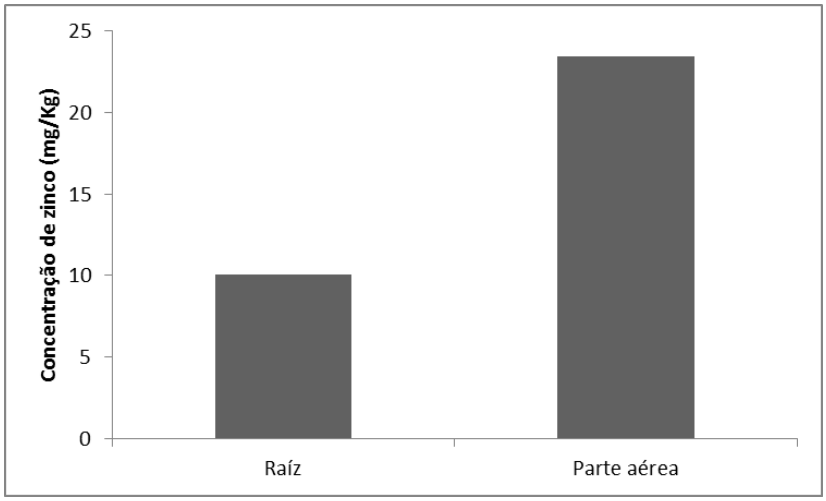


Figura 4 - Concentração de zinco nos órgãos das *E.crassipes*, avaliadas pela bioacumualção.

DISCUSSÃO

Mudanças nas condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos provocam alterações qualitativas e quantitativas em comunidades aquáticas, e no incremento do nível de produção do ambiente aquático (TUNDISI e TUNDISI, 2008). O principal processo biológico que regula a remoção de nitrogênio do efluente é a absorção direta pela macrófita (USEPA, 2000). A absorção direta ocorre, principalmente, pelo sistema radicular das macrófitas e algumas espécies de macrófitas também absorvem nutrientes por meio das folhas (ESTEVES, 1998).

Nas *wetlands* construídas, as espécies de macrófitas emersas e flutuantes são as mais utilizadas (KIVAISI, 2001). Quando a produção de biomassa é alta, a macrófita estoca

nutrientes durante o crescimento, fazendo com que ocorra aglomeração de macrófitas, sendo necessária a manutenção, ou seja a retirada de parte da biomassa (BIUDES e CAMARGO, 2008). Nesse caso, a remoção das macrófitas flutuantes é mais facilitada, uma vez que não estão enterradas no sedimento. Brix (1997) indica que as plantas devem ser podadas e colhidas, pois uma grande quantidade de nitrogênio que foi incorporada à biomassa retornará ao meio, devido a decomposição dos seus tecidos.

Em estudo realizado por Henry-Silva e Camargo (2006), as *wetlands* povoadas com *Eichhornia crassipes* removem mais nitrogênio do efluente do que uma *wetland* com outras espécies como, *Salvinia molesta*, que possui menor porte e capacidade reduzida de estocar nutrientes removidos do efluente. Em estudo realizado por Petrucio e Esteves (2000), *E. crassipes* absorve valor superior de 90% dos nutrientes em relação a *S. auriculata.* Esse resultado demonstra como é importante conhecer a ecologia da espécie escolhida como agente de remediação.

A espécie *E. crassipes* é conhecida por suportar ambientes contaminados por metais pesados, pois sofre modificações na sua fisiologia e anatomia, que as levam adquirir adaptações a ambientes estressantes (PEREIRA, 2014). Essa afirmação corrobora com o resultado desse estudo, onde em 23 horas, a *E. crassipes* removeu 97,7% de zinco do efluente.

Em trabalho realizado por Zaranyika et al. (1994), foi observado a bioacumulação de zinco nas raízes de *E. crassipes*, resultado diferente do encontrado em nosso trabalho, onde a bioacumulação ocorreu na parte aérea da planta. Se as macrófitas bioacumularem concentrações próximas ao seu limite máximo, realizam fotossíntese somente para sua sobrevivência, impedindo o crescimento (IHA, 2014) e acumulando até atingir níveis tóxicos (BARRETO, 2011). O manejo das macrófitas aquáticas contaminadas por metal pesado, devem ter destino diferenciado das demais, pela potencialidade de contaminação de outros ambientes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As *wetlands* são estratégias que ajudam na limpeza e posterior reutilização da água, utilizando macrófitas aquáticas. Sendo esse o mecanismo base deste trabalho, a eficiência das macrófitas aquáticas no tratamento de efluente é indiscutível, pela capacidade de remoção de nutrientes e metais pesados, neste caso o nitrogênio e zinco, respectivamente.

A bioacumulação de zinco ocorreu em maior quantidade na parte aérea da planta, do que as raízes, podendo ser utilizada como agente fitorremediador em ambientes aquáticos.

A eficiência deste tratamento dependerá do tempo de funcionamento da *wetland*, quantidade de efluente a ser tratado, grupo de macrófitas utilizada e o objetivo desse sistema de tratamento. As *wetlands* também geram resíduo, as macrófitas precisam ser removidas periodicamente e, o excesso deve ter destino correto (adubo, energia alternativa, ração).

AGRADECIMENTOS

Agradecimento a equipe pelo trabalho desenvolvido, ao professor Luiz U. Hepp que nos auxiliou no decorrer do trabalho e à instituição URI-Erechim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação.** 99 p. 2011. Dissertação (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, BH, 2011.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos Fatores Limitantes à Produção Primária por Macrófitas Aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis,** v. 12, p. 7-19, 2008.

BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A.F.M. Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 38, p. 2-1, 2006.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Techonology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BURCHARD, L. A.; LIUS S. M.; VINCE, F. Drinking water source contamination early warning system and modeling in China: a review. **International Journal of Environmental Pollution and Remediation**, v. 1, n. 1, p. 13–19, 2012.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência. FINEP, Rio de Janeiro. p. 602, 1998.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATO, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifólia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente e Água**, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

GUNTENSPERGEN, G.R.; STEARNS, F.; KADLEC, J.A. Wetland vegetation. **Anais: 1 Internacional Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** Chattanooga – Tennessee/USA, v. 1, n. 5, p. 73-88, 1989.

HENRY-SILVA, G.G. e CAMARGO, A.F.M. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidade de uso de suas biomassas. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1, p. 111-125, 2006.

HOLM, L.; YEO, R. The biology control and utilization of aquatic weeds. **Weeds Today**, p. 7-13, 1980.

IHA, D. S. **Bioacumulações de Cd, Ni, Pb e Zn durante os crescimentos de *Salvinia mínima* e *Lemna valdiviana.*** 99 f. 2014. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2014.

IORES, M.; HEPP, L.U. Redução de DQD em efluentes químicos com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Perspectiva**, v. 30, n. 111, p. 47-54, 2006.

KIVAISE, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**. v. 16, p. 545-560, 2001.

KLETECKE, R.M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais; *Hedychium coronarium, Colocasia esculenta*.** 310 p. Tese de Dotorado (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 2011.

LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates - Modelling zinc in crustaceans. **Aquatic Toxicology**, v. 105, p. 455-465, 2011.

PEREIRA, F. J. **Características anatômicas e fisiológicas de aguapé e índice de fitorremediação de alface d´água cultivados na presença de arsênio, cádmio e chumbo**. 116 f. 2014. Dissertação (Pós-Graduação em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2014.

PETRUNCIO, M.M.; ESTEVES, F.A. Taxas de absorção de nitrogênio e fósforo na água por *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata.* **Revista Brasileira de Biologia.** v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro, 2009**. Disponível em: <http://www.finep.gov.br;prosab/livros/prosab5_tema%202> . Acesso em: 17 jun. 2017.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal.** 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2013.

TUNDISI, J. G. A crise da água: eutrofização e suas consequências. In. TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima, IIE, São Carlos. p. 247, 2003.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. Oficina de textos, São Paulo. p. 631, 2008.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. USEPA. **Cincinnati**. p. 166, 2000.

YEDLA, S.; MITRA, A.; BONDYOPADHYAY, M. Purification of pulp and paper mill eflluent using *Eichhornia crassipes*. **Enviromental Technology,** v. 23, n. 4, p. 453-465, 2002.

ZARANYIKA, M. F; MUTOKO, F.; MURAHWA, H. Uptake of Zn, Co, Fe and Cr by water hyacinth (Eicchornia crassipes) in Lake Chivero, Zimbabwe. The Science of the Total Environment, v. 153, p. 117-121, 1994.

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO COMPONENTE ARBÓREO REGENERANTE EM ÁREAS COM DIFERENTES USOS DA TERRA

Ághata Comparin Artusi[1]
Cristhian dos Santos Teixeira[2]
Marcelo Malysz[3]
Vanderlei Secretti Decian[2]
Tanise Luisa Sausen[2]

RESUMO

A fragmentação florestal é frequentemente associada a atividades antrópicas no qual um habitat é dividido em fragmentos. O efeito desse fenômeno em ecossistemas pode dificultar o estabelecimento de espécies arbóreas, aumentando a perda de diversidade. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a estrutura da vegetação arbórea regenerante em áreas de drenagem de pequenos riachos, caracterizadas por vegetação implantada (silvicultura) e por vegetação arbórea nativa. Espera-se que as áreas de silvicultura apresentem menor heterogeneidade ambiental em comparação as áreas com vegetação arbórea nativa e que essas áreas possuam maior ocorrência de espécies exóticas. O delineamento experimental consistiu na seleção de 5 áreas, através de metodologia de geoprocessamento e sensoriamento remoto, contendo 10 parcelas de 5 x 5 m a uma distância de 10 m da margem do riacho, com predominância das duas paisagens distintas. Os indivíduos com altura > 0,30 m e PAP < 15 cm foram amostrados e identificados e um Teste t e uma PCA foram realizados para a análise dos dados. Os resultados apontaram maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos para o componente arbóreo regenerante das áreas de vegetação nativa. As famílias Myrtaceae e Fabaceae foram observadas com maior frequência entre as duas paisagens em estudo e espécies exóticas e de potencial invasor foram encontradas em ambas as áreas, com maior predomínio nas áreas de vegetação implantada. As hipóteses iniciais condizem com os resultados obtidos nesse estudo, visando a importância de compreender as características estruturais do componente arbóreo regenerante de áreas com diferentes usos da terra, bem como a ecologia das espécies regenerantes no estudo de recuperação de áreas e conservação de ecossistemas.

Palavras-chave: Fragmentação florestal. Componente regenerante. Abundância. Riqueza. Espécies exóticas.

INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal é um fenômeno associado a expansão de fronteiras de desenvolvimento humano no qual um habitat é dividido em fragmentos (CERQUEIRA et al., 2003). Tal processo tem decorrência comum por perturbações naturais, porém vem sendo frequentemente acelerado por atividades antrópicas (EWERS e DIDHAM, 2007). O isolamento dos fragmentos e a diminuição dos habitas naturais das espécies dificultam as relações ecológicas impactando negativamente sobre o tamanho das populações (RATHCKE

[1] Universidade Regional do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim. Av. Sete de Setembro, 1621, aghataca@hotmail.com.
[2] PPG Ecologia - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões Campus Erechim.
[3] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões Campus Erechim.

e JULES, 1993; OLESEN e JAIN, 1994). Além disso, a perda de habitats ocasionada pela fragmentação dificulta a migração e colonização de remanescentes, além de aumentar a possibilidade de extinção das espécies, acarretando na perda da diversidade (HANSKI e OVASKAINEN, 2003; OLESEN e JAIN, 1994).

Os efeitos da fragmentação florestal em ecossistemas são um grande problema ambiental no mundo moderno (LAURANCE et al., 2002), já que podem interferir na redução da diversidade da fauna e flora local, diminuindo o fluxo de animais, pólen ou sementes, podendo interromper o fluxo gênico em populações (KAGEYAMA et al., 2003). Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo principal avaliar a estrutura da vegetação arbórea regenerante em áreas de drenagem de pequenos riachos, caracterizadas pela heterogeneidade da paisagem, comparando a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies. Sugere-se que as áreas com predomínio de silvicultura apresentarão menor heterogeneidade ambiental em comparação com as áreas selecionadas com vegetação arbórea nativa, devido a interferência da fragmentação e tipo de manejo e uso. Espera-se encontrar espécies exóticas em ambas as áreas, porém com maior predomínio nas áreas de vegetação implantada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Os locais delimitados para esse trabalho foram selecionados por meio de imagens de satélite através de metodologia de geoprocessamento e sensoriamento remoto selecionando bacias de até 3º ordem. As áreas selecionadas pertencem a zonas ripárias de riachos localizados na Região Norte do Rio Grande do Sul e apresentam distinção quanto a paisagem, sendo marcadas por vegetação implantada (silvicultura) (composta por vegetação arbórea, abrangendo as áreas de reflorestamento e cultivo agroflorestal) e por vegetação arbórea nativa, (composta por áreas de vegetação florestal nativa) e alteradas até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estádios sucessionais.

Delineamento experimental

Foram selecionadas 5 áreas de drenagem a uma distância de 10 metros da margem do riacho. Em cada área, 10 parcelas de 5 x 5 m, com distâncias de 5 m entre si, das quais foram demarcadas para a caracterização da vegetação do componente arbóreo regenerante. Foram amostrados e identificados todos os indivíduos com altura > 0,30 m e perímetro a altura do

peito (PAP) < 15 cm. A identificação dos indivíduos foi realizada no local de amostragem. Espécies não identificadas na unidade amostral foram coletadas e posteriormente, identificadas no Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal (ECOSSIS) da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI.

Análise dos dados

Realizou-se um Teste t, a fim de comparar a abundância de indivíduos e riqueza de espécies entre as áreas em estudo. Além disso, para avaliar a composição da comunidade vegetal (abundância e riqueza de espécies) das áreas de vegetação florestal nativa e silvicultura, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCA). Os valores obtidos através do delineamento experimental foram analisados por meio do programa software R (R CORE TEAM, 2013) utilizando as funções disponíveis no pacote "vegan" (OKSANEN et al., 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 1 e 2 apresentam o número de espécies das famílias observadas nas parcelas correspondentes a áreas de vegetação nativa e áreas de silvicultura, respectivamente. As espécies pertencentes ao componente regenerante que ocorreram com maior frequência nas áreas de vegetação nativa foram *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) (211 indivíduos) *Cupania vernalis* Cambess. (Sapindaceae) (184), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Fabaceae) (155) e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll. Arg (137) e *Sebastiania brasiliensis* Spreng. (Euphorbiaceae) (137), respectivamente, por ordem decrescente de indivíduos. Ambas espécies observadas são nativas e apresentam ocorrência comum nas florestas do norte do Rio Grande do Sul (SOBRAL et al., 2006). Para as áreas de vegetação nativa, foram observadas um total de 2012 indivíduos pertencentes a 29 famílias botânicas (Figura 1), com Myrtaceae, Fabaceae, e Euphorbiaceae ocorrendo com maior frequência, com 12, 7, e 6 espécies amostradas, respectivamente.

As áreas de silvicultura apresentaram abundância de 795 indivíduos e riqueza de 49 espécies pertencentes a 21 famílias botânicas. As famílias Myrtaceae, Fabaceae e Lauraceae destacaram-se entre as áreas de vegetação implantada com a presença de cinco espécies cada (Figura 2). As espécies *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Fabaceae), *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae), *Cupania vernalis Cambess.* (Sapindaceae) e *Ocotea puberula* (Rich.)

Nees (Lauraceae) apresentaram-se com maior freqüência nas parcelas de silvicultura amostradas, com 111, 78, 56 e 42 indivíduos amostrados, respectivamente.

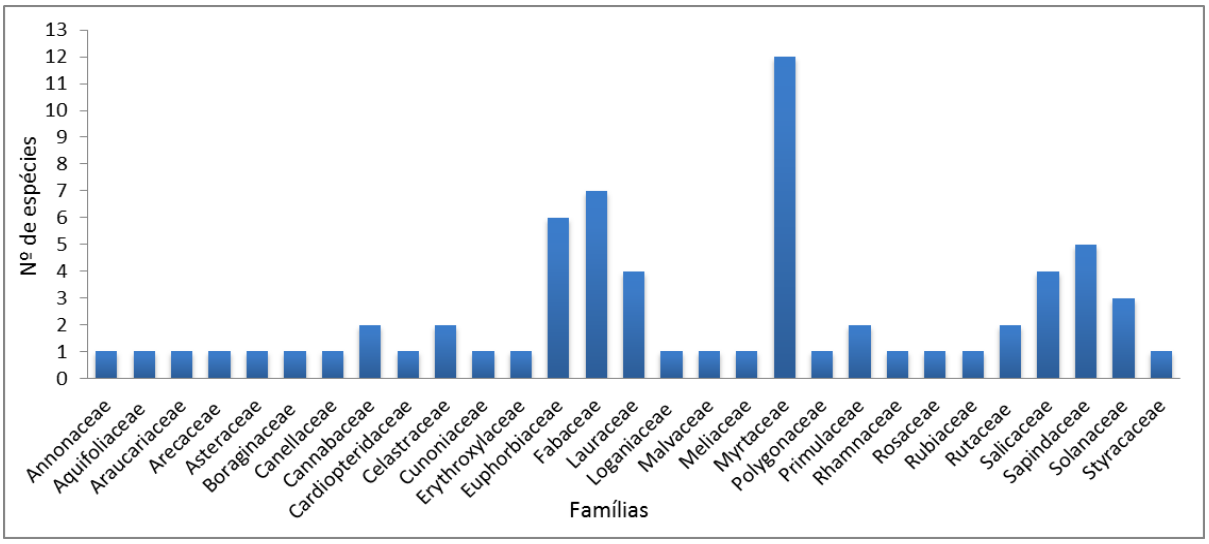


Figura 1 - Número de espécies amostradas por família do componente arbóreo regenerante observado nas parcelas de vegetação nativa.

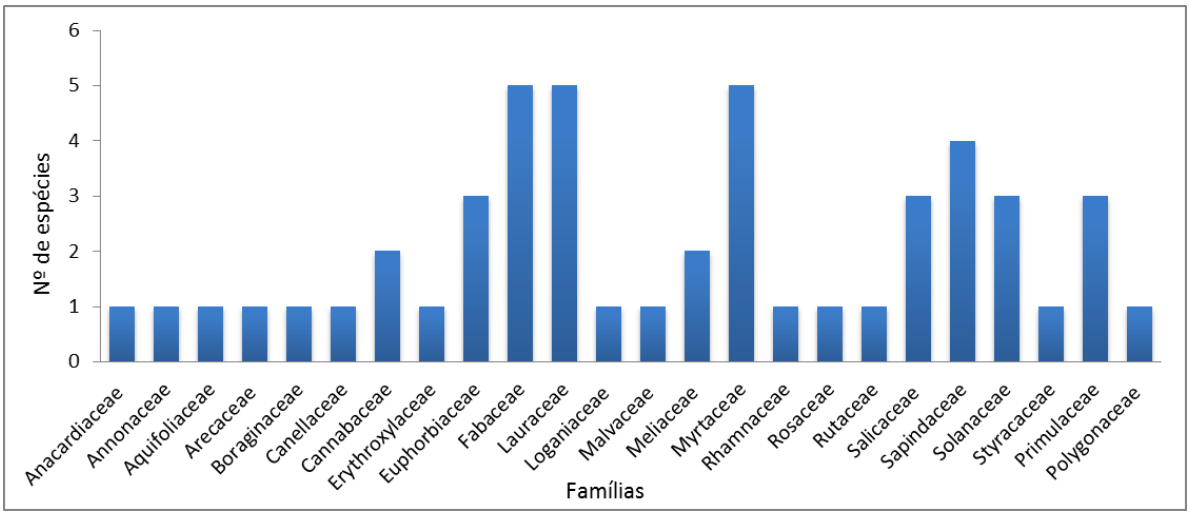


Figura 2 - Número de espécies amostradas por família do componente arbóreo regenerante observados nas parcelas de vegetação implantada (silvicultura).

As Figuras 1 e 2 e Tabela 3 permitem observar maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos para as áreas de vegetação nativa em comparação as áreas de vegetação implantada devido aos processos ocasionados pela própria implantação da espécie exótica. Estudos sobre a regeneração de matas ripárias revelam que a estrutura e composição florística desses locais possuem características próprias, sofrendo uma grande variação de acordo com a região de ocorrência (ARAUJO, 2002). Além disso, a vegetação de zonas ripárias, entre outros fatores, é determinada por meio do processo de seleção natural, selecionando espécies que tenham em comum características de floração, germinação, dispersão e estabelecimento

(ARAUJO, 2002), nesse trabalho podendo ser caracterizadas pelas espécies que apresentaram maior frequência em ambas as áreas.

Tabela 3 - Resultados do Teste T realizado para comparação de Riqueza e Abundância de espécies para áreas de Silvicultura e vegetação Nativa.

	Áreas	Médias	*F*	*p*
Abundância	Nativa Silviculturaa	379.8 137.6	5.651	0.004085
Riqueza	Nativa Silvicultura	35.2 21.4	7.6448	0.0124

Destaca-se a presença da espécie exótica e invasora *H. dulcis* em ambas as áreas, porém com frequência superior para as parcelas de silvicultura em relação as de vegetação nativa. A espécie *H. dulcis* dificulta a disseminação e prejudica o desenvolvimento de espécies nativas, muitas vezes chegando a substituí-las devido a sua eficiência e facilidade de aclimatação (PIMENTEL, et al., 2008). Além disso, observou-se a presença de outras espécies exóticas como *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. (Rosaceae) e *Eucalyptus dunnii* Maiden (Erythroxylaceae) nas áreas caracterizadas por silvicultura, porém *E. dunnii* não foi observado nas áreas de vegetação nativa.

Na Figura 3 é possível observar que as unidades amostrais do componente regenerante das áreas correspondentes a vegetação nativa apresenta menor segregação em relação às de áreas de silvicultura, indicando maior heterogeneidade ambiental. As unidades amostrais do componente arbóreo regenerante das áreas de silvicultura por sua vez, apresentam-se mais segregadas, revelando maior homogeneidade. O eixo PC1 explica 16% dos resultados observados e o eixo PC2 explica 10 %.

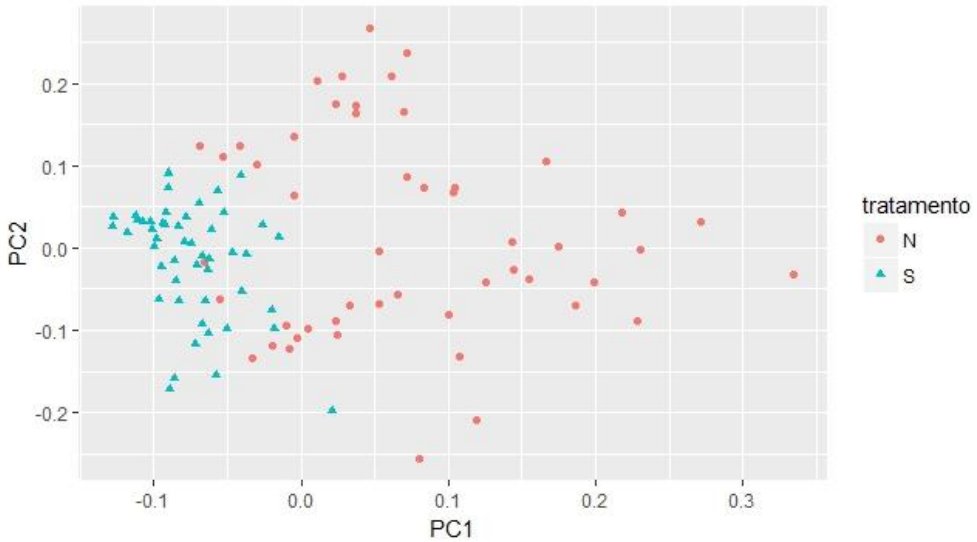


Figura 3 - Resultados obtidos através da Análises de Coordenadas Principais (PCA). O círculo vermelho indica as unidades amostrais pertencentes ao componente arbóreo regenerante das áreas de vegetação nativa e o triângulo azul indica as unidades amostrais do componente arbóreo regenerante das áreas de vegetação implantada (silvicultura).

Ambientes florestais fornecem um micro-clima favorável quanto a umidade, incidência solar e temperatura, que favorecem uma maior diversidade de organismos, podendo apresentar uma maior riqueza de espécies (FERREIRA e MARQUES, 1998; WILLIAMS e HERO, 2001), como observado nos resultados. Esses ambientes são capazes de suprir grande parte da necessidade de organismos, apresentando maior heterogeneidade ambiental (WILLIAMS e HERO, 2001; BERTOLUCI et al., 2007) em comparação a ambientes fragmentados. Com o crescente aumento da atividade antrópica, a transição de floresta para áreas agrícolas vem tornando-se cada vez mais frequente, apresentando uma redução significativa na diversidade de espécies (VASCONCELOS, 2001). Ambientes fragmentados apresentam maior índice de ventos e redução da umidade local, aumentando a ocorrência de incêndios (PRIMACK e RODRIGUES, 2001) e criando condições desfavoráveis para o estabelecimento de espécies vegetais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesse estudo foi observado que a fragmentação florestal ocasionada pelas atividades antrópicas resultou em uma menor riqueza e abundância de espécies além de uma maior ocorrência de espécies exóticas para as áreas antropizadas em relação a áreas de florestas nativas, condizendo com as hipóteses iniciais. Os resultados apresentados enfatizam a importância da conservação de áreas de vegetação natural vista sua importância ecológica para a biodiversidade de ecossistemas. Dessa forma, enfatiza-se a importância de estudos que busquem compreender as características florísticas do componente arbóreo regenerante de áreas com diferentes usos da terra, bem como a ecologia das espécies regenerantes, para a conservação de ecossistemas e recuperação de áreas degradadas.

AGRADECIMENTOS

Expresso aqui meus agradecimentos especiais aos amigos Cristhian dos Santos Teixeira, Tanise Luisa Sausen e Vanderlei Decian pela elaboração e orientação do trabalho, e Marcelo Malysz e Heliur Alves de Almeida Delevatti, da Equipe ECOSSIS, pelo apoio, orientação e auxílio ao longo dos experimentos. Agradeço ainda aos demais amigos que auxiliaram na realização do trabalho com sugestões e correções e a FAPERGS pelo apoio financeiro e concessão de bolsas. Agradecimentos a Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missoes, URI de Erechim, pelo espaço, e a coordenação, comissão organizadora, apoiadores e promotores do I Encontro Nacional de Ecologia e Conservação pela oportunidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, M. M. **Vegetação e mecanismos de regeneração em fragmentos de floresta estacional decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil**. 2002. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Programa de

Pós-Graduação em Engenharia Florestal – Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria, RS, 2002.

BERTOLUCI, J. ; BRASSALOTI, R. A.; RIBEIRO JÚNIOR, J. W. ; VILELA, V. M. D. F. N., ;SAWAKUCHI, H. O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: Alguns conceitos. In: RAMBALDI, M. D.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de Ecossistemas:**Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, DF:Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003, p.32.

EWERS, R. M. ; DIDHAM, R. K. The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 926-936, 2007.

FERREIRA, R.L.; MARQUES, M.M.G.S.M. A fauna de artrópodes de serapilheira de áreas de monocultura com Eucalyptus sp. e mata secundária heterogênea. **Anais Sociedade Entomológica Brasil**, v.27, n.3, p.395-403, 1998.

HANSKI, I. ; OVASKAINEN, O. Metopopolution theory for fragmented landscapes. **Theoretical Population Biology**,v. 64, p. 116-127, 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; SEBBENN, A. M., RIBAS, L. A.; GANDARA, F. B.; CASTELLEN, M.; PERECIM, M. B. ;VENCOVSKY, R.Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis**, n.64, p.93-107, 2003.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C; RICHARD, O. B; SUSAN, G. L; SAMPAIO, E.;Ecosystem decay of Amazonian. Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p. 605-618, 2002.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H**.** Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7. Disponível em <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> 2013. Acesso em: 10 de maio. 2017.

OLESEN J. M.; JAIN S. K. Fragmented plant populations and their lost interactions. In: LOESCHCKE V.; TOMUK J.; JAIN, S. K. (eds.). **Conservation genetics,** Birkhauser, Basel, p. 417-426, 1994.

PIMENTEL, A.; PUTTON, V. ; WARZLAWICK, L. F. ; VALÉRIO, A. F.; SAUERESSIN, D. Fitossociologia do sub-bosque do Parque Ambiental Rubens Dallegrave, Irati, PR. **Floresta**, v. 38, n. 3, p. 479-486, 2008.

PRIMACK, R.B. ; RODRIGUES, E. Biologia da Conservação. Londrina, PR, **Editora Planta**, 2001.

WILLIAMS, S. E. ; HERO, J. M..Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. **Biological Conservation**, v. 98, p. 1-10, 2001.

RATHCKE, B. J. ; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant pollinator interactions. **Current Science**, v. 65, n. 3, p. 273-277, 1993.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J. A. ; BRACK, P. ; IRGANG, B. ; LAROCCA, J. ; RODRIGUES, R. S. **Flora Arbórea e Arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil.**Sao Carolos: RIMA / Novo Ambiente, 2006.

VASCONCELOS, H. L. Impactos antrópicos sobre diversidade de formigas na Amazônia. In: ENCONTRO DE MIRMECOLOGIA, 15, 2001. Londrina. **Resumos...** Londrina: IAPAR, 2001. p. 53-54.

ARQUITETURA DE COPA COMO FERRAMENTA PARA IDENTIFICAÇÃO DE GRUPOS FENOLÓGICOS NA CAATINGA

Dilma Maria de Brito Melo Trovão[1]
Marcos Medeiros Cavalcanti Junior[2]
Mayara Kicia Gomes Rufino[3]
Carlos Henrique Britto de Assis Prado[4]

RESUMO

Mimosa tenuiflora (Wild.) Poir. e *Ziziphus joazeiro* Mart., espécies de diferentes grupos fenológicos da Caatinga, tiveram suas copas representadas em redes. Objetivou-se analisar as copas a fim de identificar se esse traço poderia se configurar em uma ferramenta adequada para distinguir os grupos fenológicos nessa vegetação. A pesquisa foi realizada em um fragmento de Caatinga em uma área do semiárido brasileiro, 7° 29’ 48’’ S, 35° 58’ 13’’ W, no período de fevereiro a novembro de 2013. Foram analisadas diferentes distâncias entre nós (regiões de ramificações) em numero de conectores (ramos entre os nós): nó inicial para nó final (IF), nó inicial para nó de emissão (IE), entre nós finais vizinhos (FF) e a menor distância entre nó regular e nó de emissão (NE). As médias e desvios-padrão de conectores para IF, FF, IE e NE foram, respectivamente: 14,21 ± 3,89; 3,99 ± 1,90; 10,17 ± 3,58; 3,59 ± 2,25 para *Z. joazeiro* e 20,42 ± 8,66; 6,90 ± 6,94; 18,80 ± 8,84; 18,80 ± 8,84 para *M. tenuiflora*. Não houve diferenças significativas entre as espécies analisadas ($P > 0,05$), implicando em estratégias similares quanto à ramificação aérea na fase jovem, o que demonstrou que, em relação as espécies analisadas, mesmo essas sendo classificadas em grupos fenológicos distintos a análise das suas arquiteturas de copa não se mostrou como ferramenta útil a essa identificação.

Palavras-chave: Longevidade foliar; ramificação; Semiárido; Traços, Ecofisiologia Vegetal.

INTRODUÇÃO

Apesar de não haver uma definição que englobe as mais variadas utilizações da arquitetura arbórea, podemos defini-la como a caracterização do modelo estrutural de uma espécie de árvore (HALLÉ et al., 1978). Tal modelo pode ser utilizado para obtenção de informações morfológicas e fisiológicas de grande valia sobre a espécie estudada, como sua interação com o microambiente e seus modelos de desenvolvimento (GODIN, 2000). Diretamente ligada a processos fisiológicos, a caracterização da arquitetura pode nos fornecer informações como: os componentes básicos do vegetal que, dependendo da análise, podem variar em diferentes tipos; a forma e posicionamento de seus componentes constituintes; e as conectividades apresentadas por tais componentes, expondo a hierarquia do sistema de ramificação (GODIN, 2000).

[1] Universidade Estadual da Paraíba. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia. Av das Baraúnas, 351. Bairro Universitário, Campina Grande - PB, 58429-500, dilmatrovao@gmail.com
[2] Universidade de Brasililia.Programa de Pós Graduação em Ecologia.
[3] Universidade Estadual da Paraíba. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação.
[4] Universidade Federal de São Carlos. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Departamento de Botânica.

A análise da estrutura da copa de árvores por meio de uma rede formada por nós e conectores demonstrou ser útil na identificação de padrões arquitetônicos em grupos funcionais de árvores com distintas deciduidades foliares no Cerrado (SOUZA et al., 2011). Assim, este estudo testou a hipótese de que a análise da estrutura da copa de duas espécies da Caatinga, vegetação do Semiárido brasileiro, permitirá identificar que elas pertencem a grupos fenológicos distintos, numa expectativa que o arranjo das duas sejam diferenciados.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram analisadas a estrutura da copa de cinco indivíduos adultos jovens, com diâmetro ao nível do solo e altura semelhantes, de duas espécies da Caatinga, *Mimosa tenuiflora* (Wild.) Poir. E *Ziziphus joazeiro* Mart., de diferentes grupos fenológicos, decídua e perenifólia respectivamente. Os indivíduos analisados encontram-se na Fazenda Vereda Grande (7° 29’ 48’’ S, 35° 58’ 13’’ W), Barra de Santana, PB, área localizada no semiárido brasileiro. A metodologia utilizada foi desenvolvida por Souza et al. (2011), onde a estrutura vegetativa heterotrófica de dez indivíduos, no total, foi representada através de uma rede composta por nós e conectores (Figura 1).

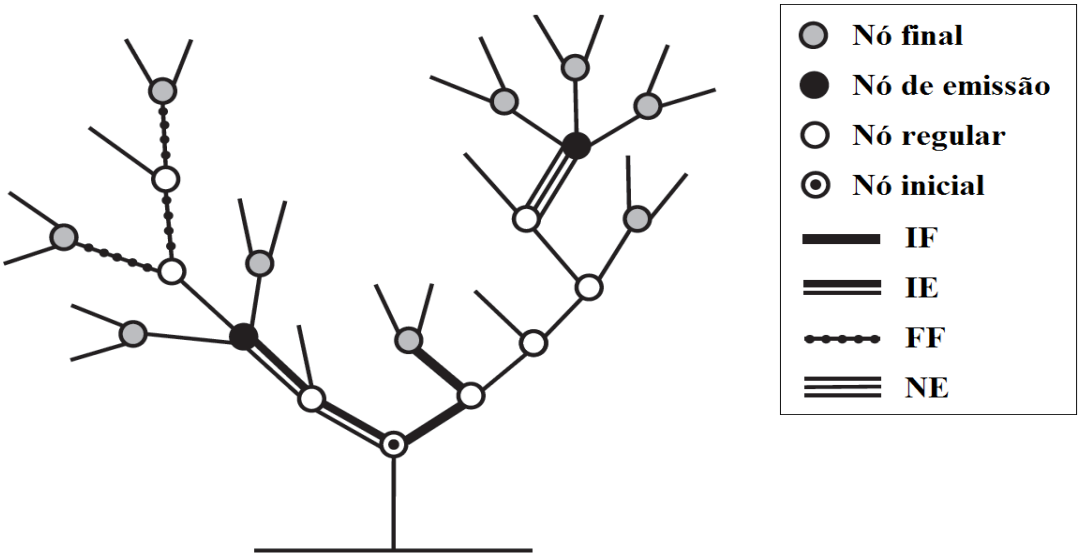


Figura 1 - Esquema gráfico apresentando os tipos de nós e diferentes distâncias analisadas. Distâncias: IF = nó inicial para cada nó final; IE = nó inicial para cada nó de emissão; FF = nó final para o nó final vizinho; NE = nó regular (cada um deles) para o nó de emissão mais próximo.

Para comparar as distâncias encontradas em cada indivíduo, foram calculadas as médias e os desvios-padrão para cada distância analisada nos indivíduos, além da quantidade total de nós, total de conectores, total de nós finais e total de nós de emissão (SOUZA et al., 2011). O teste não-paramétrico para duas amostras independentes U de Mann-Whitney foi

utilizado para verificar diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os números de nós e conectores, e as diferentes distâncias obtidas. Para tanto, utilizou-se o software BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007)

RESULTADOS

A maior quantidade de nós foi encontrada nas redes obtidas a partir dos indivíduos da espécie perenifólia, *Z. joazeiro*, com destaque para um indivíduo que apresentou quase o dobro do número de nós dos outros indivíduos de sua espécie. Entretanto, quando se comparou espécies distintas esses valores não diferiram significativamente dos encontrados nos indivíduos de *M. tenuiflora* (Mann-Whitney: $p > 0,05$). Dois indivíduos de *M. tenuiflora* apresentaram também um elevado número de nós em relação aos demais da mesma espécie. Em relação ao diferentes tipos de nós, foi encontrado um maior número de nós regulares e nós de emissão para *M. tenuiflora*, enquanto o número de nós finais foi mais elevado em *Z. joazeiro*. Nós regulares e nós finais são os mais comumente encontrados nas redes de ambas as espécies com, respectivamente, 66,90% e 28,42% em *Z. joazeiro*, e 66,09% e 27,96% em *M. tenuiflora*. Os nós de emissão, aqueles com mais de três conectores, representam apenas 5,64% em *Z. joazeiro* e 8,39% em *M. tenuiflora* do total de nós.

Assim como o número de nós, o número de conectores também foi maior em *Z. joazeiro*. A relação entre o número de conectores e o número total de nós, apesar de apresentar um valor médio um pouco mais elevado para *Z. joazeiro*, também não diferiu significativamente (Mann-Whitney: $P > 0,05$) entre as duas espécies estudadas.

Todas as distâncias medidas em números de conectores apresentaram variações em suas médias intra e interespecificamente, mas não de forma significativa (Man-Whitney: $P > 0,05$). As maiores distâncias encontradas, em ambas as espécies, foram as de nó inicial para nó final (IF) e de nó inicial para nó de emissão (IE). As distâncias médias entre nós regulares e nós de emissão mais próximos foram aquelas com o menor número de conectores. Embora a análise estatística não tenha indicado variações significativas, as distâncias médias entre nós finais vizinhos (FF) e nó inicial para nó de emissão (IE) diferiram em, aproximadamente, dois conectores entre as *Z. joazeiro* e *M. tenuiflora*.

DISCUSSÃO

A análise das copas das espécies *Mimosa tenuiflora* (Wild.) Poir., decídua, e de *Ziziphus joazeiro* Mart., perene, não apresentou diferenças interespecíficas significativas o

que demonstra que ao menos para essas espécies, o traço não serviu para distinguir os grupos fenológicos, diferentemente do que aconteceu no trabalho de Souza et al (2011), onde para espécies do Cerrado foi possível a distinção dos grupos funcionais que corresponderam aos fenológicos utilizando essa mesma técnica.

A escolha de indivíduos jovens para representação da copa por meio de rede de nós e conectores padronizou a obtenção dos dados e possibilitou a utilização da metodologia proposta. Porém a escolha no fragmento de indivíduos com altura e diâmetro ao nível do solo (DNS) similares evidenciou as diferenças no número de nós e conectores com os elevados valores de desvio-padrão entre indivíduos da mesma espécie, o que sugere que embora esses parâmetros fossem próximos, os indivíduos estavam em estágios diferentes de desenvolvimento, pois como levantado por GATSUK, (1980) uma espécie vegetal pode apresentar indivíduos que alcançam diferentes fenofases em tempos diferentes.

A extensão nas redes obtidas para indivíduos jovens na caatinga, detectada neste trabalho, pode indicar uma maior resistência ao fluxo da seiva ao longo da copa, por reduzir a condutividade hidráulica específica do xilema, uma vez que cada segmentação desse sistema representa um óbice para o fluxo de água e nutrientes do fuste para os ramos subsequentes (ZIMMERMANN, 1978; CRUIZIAT et al., 2002).

O número de nós e conectores encontrado para as espécies da Caatinga pode refletir também uma relação negativa entre duas características da história de vida das espécies, uma demanda conflitante (*trade off*) (TOWSEND et al., 2006) entre a condutividade hidráulica e a quantidade de folhas. Esse conflito ocorre porque o bom desempenho de uma função acarreta em um prejuízo em relação à outra função (KNEITEL e CHASE, 2004). Nesse caso, a água pode ser o recurso limitante que acentua tal relação, tornando-a mais facilmente observada (CRAWLEY, 1997). Um maior número de ramificações inerentemente desfavorece o fluxo da seiva, entretanto, um maior número de ramos também pode suportar uma maior quantidade de folhas. A maior exposição de órgãos fotossintéticos, por sua vez, pode significar uma maior capacidade de produção energética para fins de sobrevivência e reprodução (SOUSA, 2009).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da estrutura da copa de *Mimosa tenuiflora* (Wild.) Poir., e *Ziziphus joazeiro* Mart., espécies de grupos fenológicos distintos da Caatinga, não permitiu sua distinção o que pode ser atribuído a metodologia de padronização das amostras que não identificou os

indivíduos em fenofases semelhantes ou a própria inaplicabilidade deste traço para diferenciar os grupos fenológicos para essa vegetação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYRES, M.; AYRES, L. D.; SANTOS, A. A. S. BioEstat 5.3: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas. 5ª ed. **Publicações Avulsas do Mamirauá**, Belém – PA, p. 361, 2007.

CRAWLEY, M. J. Plant ecology. **Blackwell Science**, Londres, 717 p., 1997. Disponível em: <http://www.amazon.com/Plant-Ecology-Mick-Crawley/dp/0632036397>. Acesso em: 20 de Março de 2014.

CRUIZIAT, P.; COCHARD, H.; AMÉGLIO, T. Hydraulic architecture of trees: main concepts and results. **Annals of Forest Science**, v. 59, n. 7, p. 723-752, 2002.

GATSUK. E.; SMIRNOVA, O. V.; VORONTZOVA, L. I.; ZAUGOLNOVA. L. B.; ZHUKOVA, L. A. Age states of plants of various growth forms: a review. **Journal of Ecology**, v. 68, p. 675-696, 1980.

GODIN, C. Representing and encoding plant architecture: a review. **Annals of Forest Science**, v. 57, n. 5-6, p. 413-438, 2000.

HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A. A.; TOMLINSON, P. B. Tropical trees and forests: an architectural analysis. **Springer-Verlag**, Berlim, 441 p., 1978.

KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**, v. 7, n. 1, p. 69-80, 2004.

SOUZA, J. P.; PRADO, C. H. B. A.; DAMASCOS, M. A.; ALBINO, A. L. S. Influence of shoot inclination on irradiance and morphophysiological leaf traits along shoots in cerrado trees with distinct leaf deciduousness. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 21, n. 4, p. 281-290, 2009.

SOUZA, J. P.; PRADO, C. H. B. A.; ALBINO, A. L. S.; DAMASCOS, Mª. A.; SOUZA, G. M. Network analysis of tree crowns distinguishes functional groups of Cerrado species. **Plant Ecology**, v. 212, n. 1, p. 11-19, 2011.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, E. J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2ª edição, Artmed, Porto Alegre, 719 p., 2006.

ZIMMERMANN, M. H. Hydraulic architecture of some diffuse-porous trees. **Canadian Journal of Botany**, v. 56, n. 18,p.2286-2295,1.

COMPARAÇÃO DE MÉTODOS PARA SUPERAÇÃO DE DORMÊNCIA DE *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze

Claudia Giasson[1]
Lúcia S. Sobral[2]
Carolina R.D.M. Baretta[1]
Ronei Baldissera[1]

RESUMO

A espécie *Mimosa bimucronata* (Fabaceae), conhecida como Maricá ou Silva, é uma planta pioneira, decídua, heliófita, seletiva higrófita, com potencial apícola e ornamental. É uma espécie muito agressiva, destacando-se pela adaptação em terrenos críticos e por ser uma espécie melhoradora de solos. Pode vegetar desde terrenos mal drenados até com afloramentos rochosos ou pedregosos e, por isso, tornou-se importante para programas de recuperação ambiental, sendo recomendada para o controle de processos erosivos e para plantio em terrenos sujeitos a inundações periódicas. O presente estudo teve por objetivo comparar métodos de superação de dormência de sementes dessa espécie, distribuídos em quatro grupos de tratamentos: (1) Testemunha; (2) Imersão em ácido sulfúrico 96% por 1,5 e 10 minutos; (3) Imersão em água a 80°C por 1,5 e 10 minutos; e (4) imersão em água a 80°C, por 1, 5 e 10 minutos, com posterior imersão na água em temperatura ambiente por 24 horas. Após submetidas aos tratamentos, as sementes foram postas para germinar à temperatura de 25°C em papel germitest. Foram avaliadas a porcentagem de germinação, o número de sementes duras, as sementes mortas e as plântulas anormais. A porcentagem de germinação média foi maior nos tratamentos com água a 80°C por 1 e 5 minutos e por 1 minuto a 80°C, com imersão posterior em água a temperatura ambiente por 24 horas.

Palavras-chave: Maricá. Sementes. Água quente. Ácido sulfúrico. Pioneira.

INTRODUÇÃO

Com a exploração dos recursos naturais, principalmente das espécies arbóreas, visando ao uso da madeira, produtos associados e a abertura de novas áreas para a agricultura, as florestas nativas encontram-se fragmentadas e reduzidas a porções muito pequenas em relação às suas áreas originais (REGO et al., 2009). Dessa forma, ações de recuperação ambiental dessas áreas são necessárias para recomposição florestal, principalmente em áreas de preservação permanente. A restauração de ecossistemas florestais pode ser acelerada pelo método de plantio de espécies facilitadoras da sucessão natural em locais onde uma série de barreiras impedem o desenvolvimento desse processo (MARCUZZO et al., 2015).

A espécie *Mimosa bimucronata*, (DC.) Kuntze. (Fabaceae), conhecida como Maricá, Silva e Espinheiro, pode ser encontrada desde o Rio Grande do Sul até Pernambuco. É uma planta pioneira, decídua, heliófita, seletiva higrófita, com potencial apícola e ornamental (LORENZI, 2000). É uma espécie muito agressiva e pode vegetar desde terrenos mal

[1] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Área de Ciências Exatas e Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó, UNOCHAPECÓ, giasson@unochapeco.edu.br
[2] Curso de Graduação em Agronomia, Área de Ciências Exatas e Ambientais, UNOCHAPECÓ.

drenados até com afloramentos rochosos ou pedregosos e, por isso, tornou-se importante para programas de recuperação ambiental (CARVALHO, 1994), pela fácil adaptação e por ser uma espécie melhoradora de solos, sendo recomendada para o controle de processos erosivos e para plantio em terrenos sujeitos a inundações periódicas (CARVALHO, 2003).

Sementes arbóreas que não germinam, mesmo quando colocadas em condições ambientais aparentemente favoráveis, são denominadas dormentes e apresentam alguma restrição interna ou sistêmica à germinação, que deve ser superada a fim de que o processo germinativo ocorra (CARDOSO, 2004). O maricá apresenta dormência física, causada pela impermeabilidade dos tecidos das sementes, o que restringe total ou parcialmente a difusão de água ao embrião (CARVALHO, 1994). Quando a dormência é causada pela impermeabilidade do tegumento à água, os métodos a serem empregados deverão promover a abertura deste, permitindo a embebição, como ocorre com as escarificações com ácidos ou água quente (ZAIDAN e BARBEDO, 2004). Quando submetidas ao ácido, a corrosão provocada pela solução promove o rompimento do tegumento e a consequente absorção de água e oxigênio (FLOSS, 2011), enquanto a imersão em água quente promove maior permeabilidade do tegumento (GOMES e PAIVA, 2006).

Devido à adaptação de *M. bimucronata* a locais críticos e sua utilização para os mais variados fins, em especial na recuperação de áreas degradadas, fazem-se necessários estudos mais aprofundados sobre as condições apropriadas para a germinação de suas sementes. Dessa forma, o presente estudo teve por objetivo comparar métodos de superação de dormência dessa espécie em condições de laboratório**.**

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em maio de 2017, no Laboratório de Sementes da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ). As sementes foram coletadas no Município de Ijuí, em maio de 2016, e se encontravam armazenadas em ambiente climatizado, a 17°C até o início do experimento.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, com 4 repetições de 100 sementes em 10 tratamentos, totalizando 4.000 sementes. Os tratamentos utilizados foram divididos em quatro grupos. O primeiro foi a Testemunha. O segundo grupo foi submetido à escarificação química com ácido sulfúrico na concentração de 96% por 1, 5 e 10 minutos. Após esses tempos, as sementes foram lavadas em água corrente por 2 minutos. O terceiro grupo foi submetido à imersão em água quente a 80°C por 1, 5 e 10 minutos. O

quarto grupo também foi submetido à imersão em água quente a 80°C nos mesmos tempos; porém, posteriormente, as sementes foram imersas em água à temperatura ambiente por 24 horas. Após os tratamentos, todas sementes foram distribuídas, com o auxílio de uma pinça, sobre 3 folhas de papel mata-borrão em caixas do tipo "gerbox" (11 cm × 11 cm × 3 cm) transparentes, umedecidos com 2,5 vezes o seu peso (BRASIL, 2009). As sementes foram postas para germinar a uma temperatura de 25°C no germinador.

As contagens das sementes germinadas foram realizadas diariamente durante 12 dias, até a estabilização da germinação. Para cada tratamento, foi analisada a porcentagem de germinação (%G), que consiste no número de sementes germinadas adotando-se como critério a protrusão inicial da raiz primária com aproximadamente 2 mm de comprimento, utilizando-se o critério estabelecido nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 2009). Além disso, foram contadas as sementes duras, mortas e as plântulas anormais.

Para comparar a média da porcentagem de germinação das sementes nos 10 tratamentos, realizamos uma ANOVA de uma via com teste *a posteriori* de Tukey com nível de significância de 5% (P = 0,05).

RESULTADOS

As sementes iniciaram a germinação no 2º dia. O total de sementes germinadas foi de 3.032 (75,8%), sendo estas todas plântulas normais. Houve 91 plântulas anormais, 612 sementes duras e 265 mortas. O maior número de sementes duras (n=290) foi encontrado na testemunha. As porcentagens de germinação variaram entre 24% no tratamento testemunha e 92% no tratamento com imersão em água por 1 minuto.

A testemunha apresentou a menor percentagem média de germinação, comparada com todos os outros tratamentos (Figura 1). Dentre os demais tratamentos, as sementes que foram submetidas durante 1 e 5 minutos ao ácido sulfúrico foram as que apresentaram as menores porcentagens médias de germinação e também maior número de sementes duras depois da testemunha (Figura 1). O tratamento com ácido por 10 minutos não diferiu significativamente dos tratamentos em água quente por 10 minutos, e em água quente por 5 e 10 minutos com imersão posterior em água em temperatura ambiente (Figura 1). Apesar de promover a abertura do tegumento, nesse tratamento com ácido o número de sementes duras (n=80) foi superior àqueles submetidos à água quente.

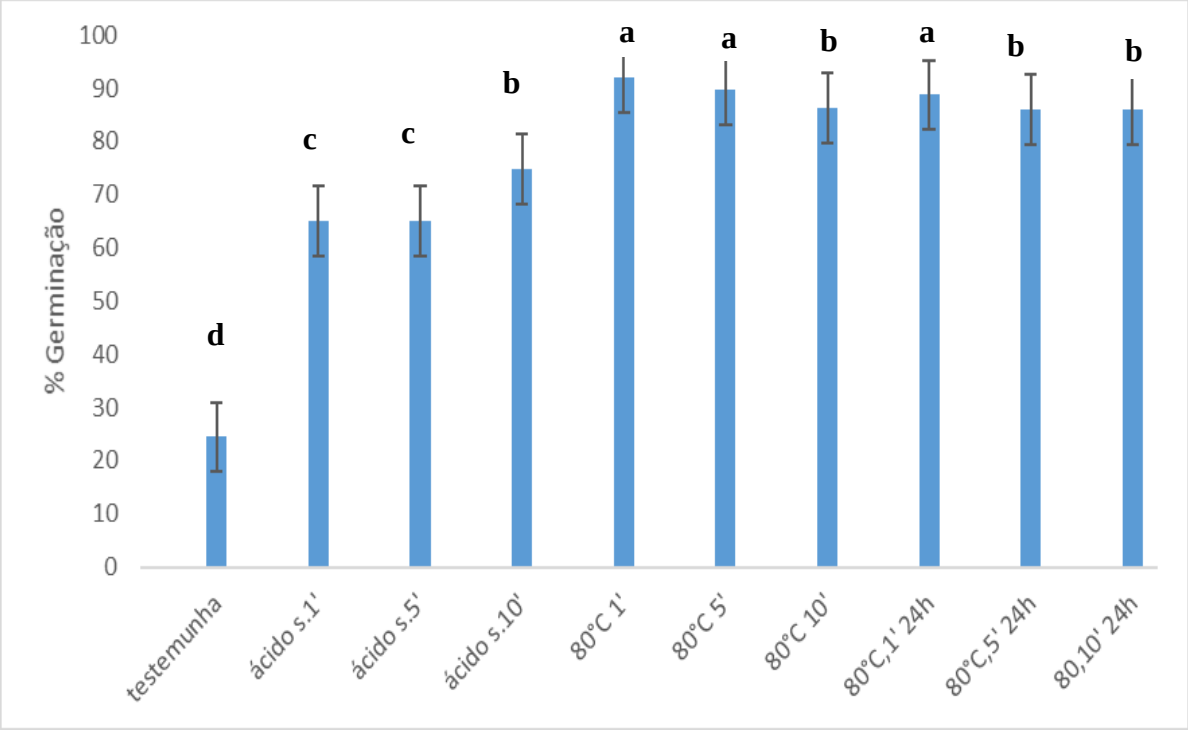


Figura 1. Porcentagens médias de germinação de sementes de *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze submetidas a 10 tratamentos de superação de dormência. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste *a posteriori* de Tukey (*P*=0,05).

Para os tratamentos com água quente, todos tiveram porcentagens germinativas acima de 85%, com destaque para os tratamentos onde as sementes foram imersas por 1 e 5 minutos e para aquele em que as sementes foram imersas por 1 minuto em 80°C e permaneceram na água por 24 horas. O maior número de sementes mortas foi encontrado nos tratamentos com água quente com 10 minutos, e nos tratamentos com água por 5 a 10 minutos com posterior imersão em água por 24h.

DISCUSSÃO

Provavelmente o tempo de exposição das sementes, na solução de ácido por 1 e 5 minutos não foi suficiente para promover totalmente a abertura do tegumento. Esse tecido atua regulando a velocidade de reidratação da semente, evitando possíveis danos causados pelas pressões desenvolvidas durante a embebição, e também a velocidade de trocas gasosas, como o oxigênio e gás carbônico. No interior da semente, a hidratação normalmente se processa de fora para dentro, camada por camada de célula, de tal maneira que em uma semente parcialmente embebida a hidratação não é uniforme (FLOSS, 2004). É necessária uma quantidade mínima de água para que germinação ocorra. O tratamento com ácido por 10

minutos promoveu germinação média de 75%, abaixo de outros estudos (e.g. Brito *et al* 2014).

Os tempos de imersão em água quente por 1 e 5 minutos, e o tratamento de imersão em água quente por 1 minutos com posterior imersão em água por 24h promoveram totalmente a abertura do tegumento amolecendo-o, sem causar danos ao embrião, promovendo assim a germinação rápida e uniforme. Durante a absorção de água, as células do embrião começam a se expandir, resultando no aumento de volume da semente, provocando o rompimento do tegumento, sendo a radícula, a primeira estrutura do embrião a salientar-se. Esses tratamentos com água quente, geralmente, são os mais indicados também para outras espécies florestais (Floriano, 2004). Os tratamentos em que as sementes ficaram imersas em água a 80ºC por 10 minutos e por 5 e 10 minutos com posterior imersão por mais 24 horas em temperatura ambiente foram eficientes, promovendo a abertura do tegumento. Apesar disso, notou-se que houve a maior proporção de sementes mortas nesses tratamentos, indicando que essas sementes, provavelmente, sofreram alterações nos tecidos que levaram ao dano e morte.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para a superação de dormência de sementes de *Mimosa bimucronata* sugerimos a imersão em água a 80 °C por 1 e 5 minutos, ou também a imersão em água pelo tempo de 1 minuto e posterior imersão em água em temperatura ambiente por 24 horas, pois foram os tratamentos que proporcionaram a maior taxa de germinação com o menor número de sementes mortas.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ) pela concessão de bolsa de estudo à primeira autora. Aos estagiários do Laboratório de Sementes Neymar M. Donatto e Pâmela M. da Silva pelo auxílio durante os experimentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para Análise de Sementes**. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 2009. 365p.

BRITO, A.S. et al. Superação de dormência em *Mimosa ophthalmocentra* Mart.ex.Benth. **Enciclopédia Biosfera, Centro Cientifico Conhecer.** Goiania, v.10, n.18; p.2792; 2014

CARDOSO, V. J. M. Dormência: estabelecimento do processo. In: FERREIRA, A. G. BORGHETTI, F. (Orgs,), **Germinação:** do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed, 2004, cap, 5, p.95-108.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras,** v. 1. Embrapa, Brasília, 2003. 1039 p.

CARVALHO, P.E.C. **Espécies florestais brasileiras**: Recomendações Silviculturais, potencialidades e usos da madeira. Colombo: EMBRAPA-CNPF/ Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. 640p.

FLOSS, E. L. **Fisiologia das plantas cultivadas**. O estudo que está por trás do que se vê. 5ª ed. UPF editora, 2011, p.196, cap.5.

FLOSS, E. L. **Fisiologia das plantas cultivadas**. O estudo que está por trás do que se vê. 2ª ed. UPF editora, 2004, p.173, cap.5.

GOMES, J.M.; PAIVA, H.N. **Viveiros florestais (Propagação Sexuada).** Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Agrarias. Departamento de Engenharia Florestal. Ed: UFV, 2006, p.82.

LORENZI, H. Árvores brasileiras. **Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. 2ª ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 2000**.**

MARCUZZO, S.B.; ARAÚJO, M.M.; GASPARIN E. Plantio de Espécies Nativas para Restauração de Áreas em Unidades de Conservação: Um Estudo de Caso no Sul do Brasil. **Revista Floresta,** Curitiba, PR,v.45,nº1,p.129-140,jan./mar.2015.

REGO, S.S. *et al*. Germinação de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (H.B.K.) Berg. em diferentes substratos e condições de temperatura, luz e umidade. **Revista Brasileira de Sementes,** Brasília, v. 31, n.2, p.212-220, 2009.

ZAIDAN, L.B.P.; BARBEDO, C.J. Dormência: quebra de dormência em sementes. In: FERREIRA, A. G. BORGHETTI, F. (Orgs,), **Germinação:** do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed, 2004, p.135.

FAUNA ASSOCIADA À SERAPILHEIRA DE UM FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA E AGRICULTURA IMPLANTADA

Ana Carolina Rodrigues[1]
Rozane Maria Restello[2]

RESUMO

A fauna edáfica da serapilheira é caracterizada pela sensibilidade às alterações ambientais, tendo sua dinâmica populacional altamente influenciada pela heterogeneidade do habitat. Assim, pode ser utilizada como indicador de perturbação ambiental, sendo possível estimar a qualidade do solo a partir de alterações na sua diversidade. O presente estudo foi desenvolvido em dois usos da terra, fragmento de vegetação arbórea nativa (Mata Atlântica) e em cultura implantada de *Glycine max*, na região norte do Rio Grande do Sul, com o objetivo de determinar a diversidade, riqueza e abundância da fauna edáfica destes locais. A coleta de serapilheira foi realizada no mês de março de 2017, com gabarito de dimensões de 20 x 20 cm. Foram coletados 419 indivíduos, pertencentes a 21 ordens. O fragmento de vegetação nativa apresentou a maior abundância, com 262 (62,5%) dos indivíduos amostrados. As ordens mais abundantes foram Hymenoptera, Diptera e Coleoptera. Os usos da terra não diferiram quanto à riqueza. O fragmento de vegetação nativa apresenta melhor qualidade ambiental por proporcionar melhor estrutura vegetacional, aumentando a abundância da fauna edáfica.

Palavras-chave: fauna edáfica, bioindicador, vegetação nativa, cultivo de soja, heterogeneidade ambiental.

INTRODUÇÃO

A fauna associada à serapilheira de ecossistemas florestais apresenta elevada riqueza, sendo frequentemente caracterizada pela presença de ordens como Acari, Aranae, Collembola, Coleoptera, Diptera, Hymenoptera e Isopoda (ZARDO, 2015). Estes organismos são conhecidos pela rápida capacidade de reprodução e sensibilidade às modificações ambientais, os tornando excelentes bioindicadores (WINK et al., 2005). A qualidade da serapilheira influencia a abundância, diversidade e riqueza da fauna edáfica, e estes, refletem o funcionamento do ecossistema, podendo ser utilizados na avaliação do nível de perturbação resultante da transição vegetação nativa-cultura agrícola. A região norte do sul do Brasil faz parte do bioma Mata Atlântica, o qual é considerado um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do mundo (TABARELLI et al., 2005). Devido a substituição da vegetação nativa pela implantação de culturas agrícolas, este bioma, que originalmente era distribuído em mais de 1 milhão de km², atualmente conta com menos de 8% deste total (MMA, 2010). *Glycine max* (L.) Merrill, pertencente à família Fabaceae, é conhecida popularmente como soja, sendo de

[1] Graduanda em Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. rodriiguesanaa@hotmail.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim.

grande importância econômica em nosso país, que é o segundo maior produtor mundial. A safra 2015/2016 ocupou uma área de 33,2 milhões de hectares, totalizando uma produção de 95,6 milhões de toneladas (EMBRAPA, 2016). Entretanto, a produtividade é significativamente reduzida pelo ataque de insetos-praga, que variam de acordo com a região do plantio, mas as principais pragas observadas nesta cultura são Coleoptera, Lepidoptera e Hemiptera-Heteroptera (EMBRAPA, 2014; JÚNIOR et al., 2017).

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a composição e estrutura da fauna presente na serapilheira de um fragmento de vegetação arbórea nativa e em cultura implantada com *Glycine max*.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) Erechim – Campus II, que está localizada sob as coordenadas 27°36’45”S, 52” 13’45”O. O clima da região é subtropical, com temperaturas no inverno em torno de 15°C e no verão em torno de 26°C, com as quatro estações do ano bem definidas (MÜLLER e FONTES, 2005). A vegetação típica é uma extensão do domínio de Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015) com transição entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Mista. A coleta da serapilheira foi realizada no mês de março de 2017. Na área de estudo foram escolhidos dois usos da terra para a coleta do material biológico: cultivo de *Glycine max* e um fragmento de vegetação arbórea nativa. Nelas, foram definidos três transectos de 20 m de comprimento, com distância de 30 m entre si. Cada transecto continha um ponto amostral a cada 10 m, partindo da borda para o interior do fragmento. Na vegetação nativa (V), os transectos foram nomeados como V1, V2 e V3, e os pontos amostrais de a, b e c. Para o cultivo de soja (S), o mesmo sistema de nomenclatura foi adotado: S1, S2 e S3. No total, foram realizadas três amostragens por transecto, totalizando nove amostragens por uso da terra.

Em cada um dos pontos foi retirada uma amostra de serapilheira com gabarito de dimensões de 20 x 20 cm e mensuradas as variáveis ambientais temperatura e umidade relativa do ar, utilizando um termohigrômetro. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, etiquetados e levados ao laboratório para triagem e identificação. Na triagem, a serapilheira foi colocada em bacias plásticas brancas, e os organismos presentes foram coletados e acondicionados em frascos contendo álcool 70%, devidamente etiquetados. A

identificação foi feita com auxílio de estereomicroscópio, até o nível taxonômico de ordem (BUZZI, 2002).

Para verificar se há diferença entre os dois usos da terra nas variáveis ambientais e na estrutura da comunidade (abundância e riqueza), foi utilizado o teste t ($p<0,05$). Os índices de diversidade (Shannon-Weaver) e equitabilidade (Pielou) também foram adotados no estudo. Para verificar se a composição da fauna varia entre a soja e a vegetação nativa, foi realizada uma análise de agrupamento UPGMA (Unweighted Pair – Group Method Average), levando-se em consideração a construção do dendrograma de similaridade, baseado na distância Euclidiana. As análises estatísticas foram realizadas através dos softwares Bioestat 5.0 e no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2015) usando funções do pacote "vegan".

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados um total de 419 organismos pertencentes a 21 ordens (Tabela 1). Destes, 262 (62,5%) foram oriundos da vegetação arbórea nativa e 157 (37,5%) do cultivo de *Glycine max*. Foi possível observar que houve diferença para abundância entre as áreas ($t = 2,9$; $p = 0,013$).

Tabela 1 - Abundância das Ordens da fauna identificadas vegetação nativa arbórea e cultura de *Glycine max*. (Março/2017). Erechim, RS.

Ordem	**Vegetação Arbórea Nativa**	***Glycine max***
Acari	19	5
Aranae	41	8
Juliformia	0	1
Opiliones	0	2
Blattodea	0	3
Collembola	2	25
Coleoptera	31	25
Diptera	16	42
Embioptera	8	1
Haplotaxida	1	2
Hemiptera-Heteroptera	2	6
Hemiptera-Homoptera	0	5
Hymenoptera	56	6
Isopoda	35	14
Lepidoptera	11	6
Pulmonata	7	0
Orthoptera	1	0
Strepsitera	0	1
Stylommatophora	5	1
Thysanoptera	17	4
Zoraptera	10	0

A maior abundância observada na vegetação nativa provavelmente ocorre em função destes indivíduos apresentarem dinâmica populacional altamente influenciável pela

heterogeneidade do habitat (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000). Assim, é possível inferir que em formações vegetais heterogêneas, é encontrado maior número indivíduos pela elevada disponibilidade de recursos alimentares e de variados nichos ecológicos (SILVA et al., 2014).

A ordem mais representativa foi Hymenoptera (62 indivíduos), seguida por Diptera (58 indivíduos) e Coleoptera (56 indivíduos). Estas três ordens também foram observadas como mais abundantes por Santos et al. (2016) em um levantamento da entomofauna edáfica associada à mata ripária e sistema agroflorestal, mostrando que são normalmente dominantes em trabalhos desta natureza. As formigas foram as principais representantes dos himenópteros, sendo conhecidas pela predominância nos ecossistemas tanto pela riqueza de espécies quanto pelo número de indivíduos, podendo explicar a sua maior abundância (SANTOS et al., 2016). Juntamente com os coleópteros, que são altamente especializados no nicho ecológico que ocupam, as formigas foram encontradas com maior representatividade na floresta nativa, uma vez que são intimamente ligados ao solo, garantem o aumento da sua densidade com o aumento da complexidade da vegetação, podendo, assim, desempenhar papel de bioindicadores do estado de conservação dos ecossistemas terrestres (CANTARELLI et al., 2015; WINK et al., 2005). Os Diptera foram encontrados em maior abundância na agricultura implantada, o que pode ser explicado pelo seu amplo espectro de alimentação, a polinização (OLIVEIRA, 2016), o consumo de plântulas (LINK e COSTA, 1981) e o parasitismo de insetos que são encontrados na soja (AQUINO, 2017).

A riqueza não diferiu entre os usos da terra ($t = 1,4$; $p = 0,15$). Na vegetação arbórea nativa foram identificadas 16 ordens, enquanto que no cultivo de soja, 18 ordens. Esta similaridade provavelmente está relacionada à proximidade entre as áreas, o que possibilita o fluxo contínuo de indivíduos entre elas.

A temperatura média e a umidade relativa do ar apresentaram diferença significativa entre as áreas amostradas ($t = -7,9$; $p = 0,0001$; $t = 4,9$; $p = 0,0007$, respectivamente). A cultura de soja apresentou temperatura mais elevada (27,7°C ± 0,8) e menor umidade (63,8% ± 4,8) do que na vegetação nativa (temperatura: 25,0°C ± 0,6) e (umidade: 72,3% ± 1,9). A temperatura e a faixa de umidade relativa do ar encontradas no cultivo da soja são caracterizadas como favoráveis (SILVEIRA, 1976), estimulando a atividade biológica. Estas variáveis, juntamente com o aumento da densidade no fragmento de vegetação nativa, podem explicar a menor diversidade encontrada no índice de Shannon-Weaver na vegetação (0,88) em relação à cultura de soja (0,90). Em relação ao índice de equitabilidade, a vegetação nativa

apresentou valor maior (0,73) do que o cultivo de soja (0,72), indicando uma distribuição mais homogênea na cobertura de solo nativa.

Pela análise de agrupamento pode-se perceber que há a formação de dois grupos constituídos pela fauna edáfica do soja e pela fauna da vegetação nativa, distintamente, indicando ser diferente quanto a composição (Figura 1). Desta forma pode-se dizer que há variabilidade na comunidade em função principalmente da heterogeneidade vegetal nos ambientes estudados que favorece positivamente as populações.

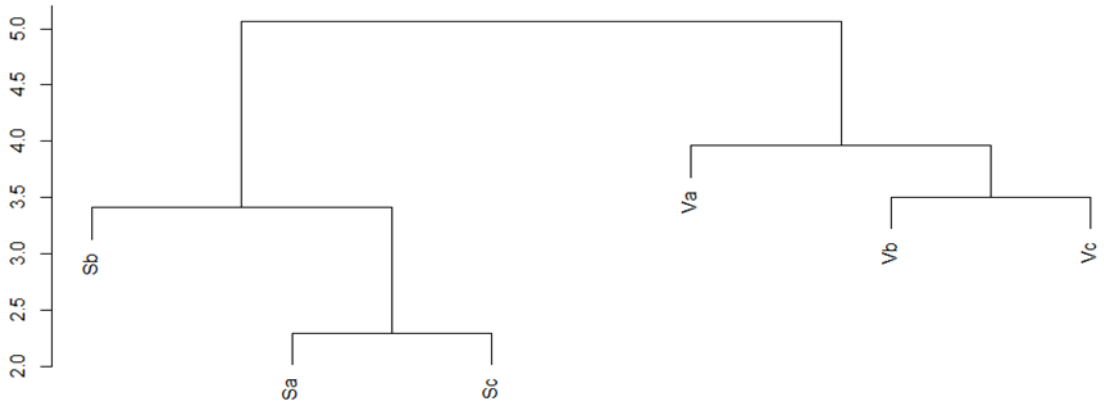


Figura 1 - Dendrograma da análise de agrupamento UPGMA baseado na distância Euclidiana para a composição da fauna associada a serapilheira nos ambientes estudados. Março/2017. Erechim/RS. S (soja), V (Vegetação nativa).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos dados e análises, é possível afirmar que a melhor qualidade ambiental foi encontrada no fragmento de vegetação arbórea nativa, o que pode ser explicado por ter maior complexidade estrutural, disponibilizando novos sítios de reprodução, alimentação e refúgio (CANTARELLI *et* al., 2015). Atividades antrópicas como a implantação de culturas agrícolas substituem os métodos naturais de dispersão, o controle natural das populações de invertebrados e alteram os níveis de decomposição e fertilidade do solo, reduzindo a sua abundância/densidade de organismos.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Tanise Sausen e Vanderlei Decian pela colaboração. A Rafael Loureiro pelo auxílio na análise estatística.

REFERÊNCIAS

AQUINO, M. F. S. Interações de percevejos e parasitoides de adultos no sistema de cultura da soja. **Tese (Doutorado em Ecologia)**, Universidade de Brasília, 2017.

BUZZI, Z., J.; MIYAZAKI, R. D. **Entomologia didática**. Curitiba: UFPR, 2002. 306 p.

CANTARELLI, E. B.; FLECK, M. D.; GRANZOTTO, F.; CORASSA, J. D. N.; AVILA, M. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em diferentes sistemas de uso do solo. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 607-616, 2015.

EMBRAPA SOJA. Manual de identificação de insetos e outros invertebrados da cultura da soja. **Embrapa soja**, Londrina, 2014.

EMBRAPA SOJA. Resultados do manejo integrado de pragas da soja na safra 2015/16 no Paraná. **Embrapa soja**, Londrina, 2016.

JÚNIOR, A. L. M.; PEREIRA, P. R. V. S.; SILVA, W. R.; GRIFFEL, S. C. P. Flutuação populacional de insetos-praga na cultura da soja no Estado de Roraima. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 8, n.1, p. 71-76, 2017.

LINK, D.; COSTA, E. C. Ocorrência e danos causados por larvas de *Delia platura* (Meigen, 1826) (Diptera: Anthomyiidae) em algumas culturas de importância agrícola. **Revista do Centro de Ciências Rurais**, v. 11, p. 57-62, 1981.

MAESTRI, R.; LEITE, M. A. S.; SCHMITT, L. Z.; RESTELLO, R. M. Efeito de mata nativa e bosque de eucalipto sobre a riqueza de artrópodos na serapilheira. **Revista Perspectiva**, Edição especial, v. 37, p. 31-40, 2013.

MMA. **Mata Atlântica.** Brasília: MMA, 2010. 408 p.

MOÇO, M. K. S.; GAMA, E. F.; GAMA, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n.4, p. 555-564, 2005.

MÜLLER, E. S.; FORTES, V. B. Levantamento avifaunístico preliminar da Fazenda Tamanduá, Vargem Bonita, SC. **Acta Ambiental Catarinense**, v. 1, p. 43-54, 2005.

OLIVEIRA, F. Efeitos da inter-relação entre a presença de visitantes florais e a produção na cultura da soja. **Dissertação (Mestrado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade)**, Universidade Federal da Grande Dourados, 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BUDKE, J. C.; JARENCOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v.8, n.3, p. 242-260, 2013.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012.

SANTOS, R.; SILVA, D. A.; PEREIRA, A.; OLIVEIRA, L. C. Levantamento da entomofauna edáfica associada à mata ripária e sistema agroflorestal em Rio Branco, AC. **Revista Agrotrópica**, v. 28, n. 3, p. 277-284, 2016.

SILVA, E. R.; BUSATTO, M.; LAZAROTTO, D. C.; COLDEBELLA, I. J.; MANSUR, G. G. Comunidades de insetos em fragmento de Mata Atlântica e cultura de *Eucalyptus grandis* no Sul do Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, n. 1, p. 249-261, 2014.

SILVEIRA, S. N. **Manual de ecologia de insetos**. Piracicaba-SP: Ceres, 1976. 419 p.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M. BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Revista Megadiversidade**, v. 1, p. 132-138, 2005.

THOMAZINI, M. J.; THOMAZINI, A.P.B.W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Rio Branco: **Embrapa Acre**, 21p., 2000.

WINK, C; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.

ZARDO, D. C.; CARNEIRO, A. P.; LIMA, L. G.; SANTOS, M. F. Comunidade de artrópodes associada a serapilheira de cerrado e mata de galeria, na Estação Ecológica Serra das Araras – Mato Grosso, Brasil. **Revista Uniara**, v. 13, n. 2, p. 105-113, 2015.

USO E COBERTURA DA TERRA NAS ÁREAS VERDES PÚBLICAS DO PERÍMETRO URBANO DE ERECHIM, RS

Marciana Brandalise[1]
Jéssica Aparecida Prandel[2]
Jéssica Cristina Backes[3]
Charli Cristina Cenci[3]
Franciele Rosset de Quadros[2]
Ivan Luís Rovani[4]
Vanderlei Secretti Decian[2]

RESUMO

O intenso adensamento urbano resultou na preocupação com a manutenção da vegetação urbana e a qualidade de vida da população, uma vez que, é necessária a manutenção destas áreas verdes para o cumprimento de suas funções tanto de lazer como a conservação. Nesse sentido, este estudo teve como objetivo identificar, quantificar e espacializar as áreas verdes públicas do perímetro urbano do município de Erechim RS, para o ano de 2015. A análise do uso e cobertura da terra nas áreas verdes públicas, bem como, a delimitação, digitalização e estruturação do mapa temático foi realizado tendo como base uma imagem do satélite PLEIADES de alta resolução (0,5 m) com data de aquisição de setembro de 2015. O perímetro urbano do município de Erechim possui atualmente 414 áreas verdes públicas que totalizaram 149,7 ha e perfazem 2,1 % do perímetro urbano. Com a distribuição das áreas verdes no perímetro é possível verificar que os bairros ao entorno da área central da cidade apresentam maior quantidade de áreas verdes em número e área em hectares. Em relação aos bairros, o bairro Industrial apresentou a maior quantidade de áreas verdes pela presença de uma área verde de 15,8 ha. Outro fator que influenciou na distribuição das áreas verdes é a elevada declividade em vários bairros da área urbana, resultando em restrições ambientais ao tipo de uso presentes nestas áreas e interferindo na ocupação do solo. Os resultados deste estudo permitem a orientação e suporte na tomada de decisões, auxilio em projetos que visem à expansão e ocupação do perímetro bem como subsídios técnicos à revisão do plano diretor.

Palavras-chave: Urbanização. Vegetação nativa. Qualidade de vida. Planejamento ambiental urbano. Geoprocessamento.

INTRODUÇÃO

Qualquer interferência feita pelo homem na natureza necessita de estudos que levem ao conhecimento do quadro ambiental (SILVA et al., 2014). O acelerado crescimento das cidades e o grande número de indústrias nas áreas urbanas causam o aumento da degradação do ambiente e transformação da paisagem. Esta condição, resultou na supressão da vegetação nativa e, aliado a isso, a degradação das áreas verdes urbanas (AVELAR e SILVA NETO, 2008).

[1] Acadêmica do Curso de Ciências Biológicas – Bacharelado, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS, Departamento de Ciências Biológicas. Av.Sete de Setembro, 1621- LAGEPLAM, Erechim RS, marcinha12355@hotmail.com
[2]Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS, Departamento de Ciências Biológicas.
[3]Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim, RS, Departamento de Ciências Agrárias.
[4] Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Departamento de Hidrobiologia.

Áreas verdes são os espaços de domínio público que desempenham funções ecológicas, paisagísticas e recreativas propiciando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental, possuindo ou não vegetação e espaços livres impermeáveis (CONAMA, 2006). Áreas verdes para Cavalheiro et al. (1999) são um tipo especial de espaços livres onde o elemento fundamental de composição é a vegetação. Entretanto, essa concepção não deixa claro o papel da vegetação enquanto um elemento que define as "áreas verdes", pois estas, não precisam ter necessariamente vegetação. As áreas verdes desempenham um papel fundamental na qualidade de vida da população e das cidades, pois servem de equilíbrio entre a vida urbana e o meio ambiente, sendo estes espaços destinados à preservação e principalmente ao lazer público (AMORIM, 2001; TOLEDO e SANTOS, 2008).

A qualidade ambiental é resultante da interação de fatores ecológicos, biológicos, econômicos, socioculturais, sendo considerado o equilíbrio entre os elementos da paisagem urbana e pela ordenação do espaço (LIMA e AMORIM, 2009). Com o intenso processo de adensamento urbano nas últimas décadas surgem preocupações com a manutenção da vegetação urbana e a qualidade de vida da população (BARGOS e MATIAS, 2012). Sendo assim, é importante salientar a manutenção de áreas verdes urbanas, para que possam cumprir plenamente suas funções, considerando que elas devem estar devidamente conservadas (BARGOS e MATIAS, 2008).

Áreas verdes além de serem espaços de lazer devem apresentar vegetação, pois trazem benefícios para toda a sociedade como: regulação térmica, atenuação da poluição do ar, sonora, visual, abrigo para a fauna além de recreação para a população e convívio social (NUCCI, 2008; LONDE e MENDES, 2014). Enquanto locais de recreação, as áreas verdes, também apresentam a função de neutralizar fatores estressantes do cotidiano por meio de locais para relaxamento, trazendo benefícios imediatos à saúde mental, como humor e a autoestima (GOMES, 2005; NUCCI, 2008; COSTA, 2010). Nesse sentido, este estudo teve como objetivo identificar, quantificar e espacializar as áreas verdes públicas do perímetro urbano do município de Erechim - RS, para o ano de 2015.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Compreende o perímetro urbano do município de Erechim RS, com uma área de 7.117,1 ha, delimitado por 58 bairros. Está inserido entre as coordenadas geográficas

27º28’53’’ a 27º47’03’’ de latitude Sul e 52º08’53’’ a 52º20’27’’ de longitude Oeste na região Norte do Rio Grande do Sul (ERECHIM, 2011). O clima é caracterizado como Cfa, conforme classificação de Köppen, denominado subtropical (NIMER, 1990). A vegetação é composta por Floresta Ombrófila Mista e Estacional Semidecídual (BERNARDI e BUDKE, 2010).

Procedimentos metodológicos

a) Obtenção dos dados: A análise do uso e cobertura da terra nas áreas verdes públicas foi realizada a partir da listagem oficial das áreas verdes obtidas junto a Secretaria de Obras e de Planejamento da Prefeitura Municipal de Erechim.

b) Trabalho de campo: Delimitação, quantificação das classes de uso e cobertura da terra das áreas verdes e registro fotográfico da área.

c) Uso e cobertura da terra nas áreas verdes públicas: As classes de uso e cobertura da terra foram adaptadas do Manual do Uso e Cobertura da Terra (IBGE, 2013) e da resolução CONAMA (1994), de acordo com o Quadro 1.

Quadro 1 - Descrição dos usos e cobertura da terra das áreas verdes públicas.

ID*	Uso e cobertura da terra	Descrição
1	Cobertura parcial de vegetação nativa	Áreas com vegetação nativa parcial, sem definição de estágio.
2	Vegetação nativa em estágio inicial de regeneração	CONAMA, 1994.
3	Vegetação nativa em estágio médio de regeneração	CONAMA, 1994.
4	Vegetação nativa em estágio avançado de regeneração	CONAMA, 1994.
5	Cobertura parcial de vegetação implantada	Áreas com vegetação implantada parcial, sem definição de estágio.
6	Vegetação implantada em estágio inicial	CONAMA, 1994.
7	Vegetação implantada em estágio médio	CONAMA, 1994.
8	Vegetação implantada em estágio avançado	CONAMA, 1994.
9	Área construída	Todos os tipos de construções residenciais, industriais e comerciais, áreas pavimentadas por britas, calçadas, caracterizadas por ações antrópicas.
10	Solo exposto	Áreas que apresentam algum tipo de preparo da terra.
11	Gramado	Área com grama plantada.
12	Área úmida	A categorização das áreas úmidas seguiu a definição da Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 302/2002 e 303/2002.
13	Campo de areia	Áreas com areia para fins esportivos.
14	Cultivo agrícola	Áreas com plantio de Plantas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano que após a produção deixam o terreno disponível para novo plantio (IBGE, 2013).
15	Uso misto	Mistura de mais que um uso descrito anteriormente.

* ID: Número utilizado para identificar as áreas verdes sequencialmente.

d) Digitalização e elaboração do mapa de áreas verdes: Foi digitalizado e estruturado o mapa temático no *software* MapInfo professional 8.5, tendo como base uma imagem de satélite PLEIADES de alta resolução espacial (0,5 metros), com data de 15 de setembro de 2015.

e) Estruturação do banco de dados: O banco de dados foi ordenado por dados alfanuméricos (localização, área, perímetro e tipo de uso e cobertura da terra).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da distribuição espacial das áreas verdes públicas do perímetro urbano, é possível observar que os bairros do entorno da área central possuem maior quantidade de áreas verdes tanto em número, quanto em área (ha). O adensamento urbano nas grandes cidades tem levado à diminuição progressiva das áreas verdes. O perímetro urbano de Erechim é composto por 414 áreas verdes públicas, que totalizam 149,7 ha (2,1% do perímetro) (Figura 1).

Com base no mapeamento realizado, observou-se que o bairro Industrial apresenta a maior área, das áreas verdes públicas 15,8 ha em relação aos demais bairros. Este valor está relacionado à presença de uma área verde pública, a qual abrange uma área de 11,9 ha registrada no plano de manejo do município. O bairro Vale do Dourado totalizou 11,9 ha, sendo este valor associado principalmente ao terreno declivoso e restrições ambientais quanto ao tipo de uso do solo exigido nestas áreas. Os demais bairros apresentaram valores que variam de 0 a 7,6 ha de áreas verdes públicas em relação à área ocupada pelo bairro.

Áreas verdes urbanas são importantes para a manutenção e melhoria na qualidade de vida da população, principalmente em locais onde a urbanização apresenta evidências de degradação ambiental e a ocorrência de problemas sociais. Em virtude disso, o meio urbano sofre inúmeras perturbações, como a perda de áreas que exercem a função de redução do calor disperso na atmosfera, muito maior nas áreas mais adensadas devido à absorção e posterior liberação de calor em pavimentos e construções e da emissão de gases causadores do efeito estufa (DEL RIO, 1986; LONDE e MENDES, 2014).

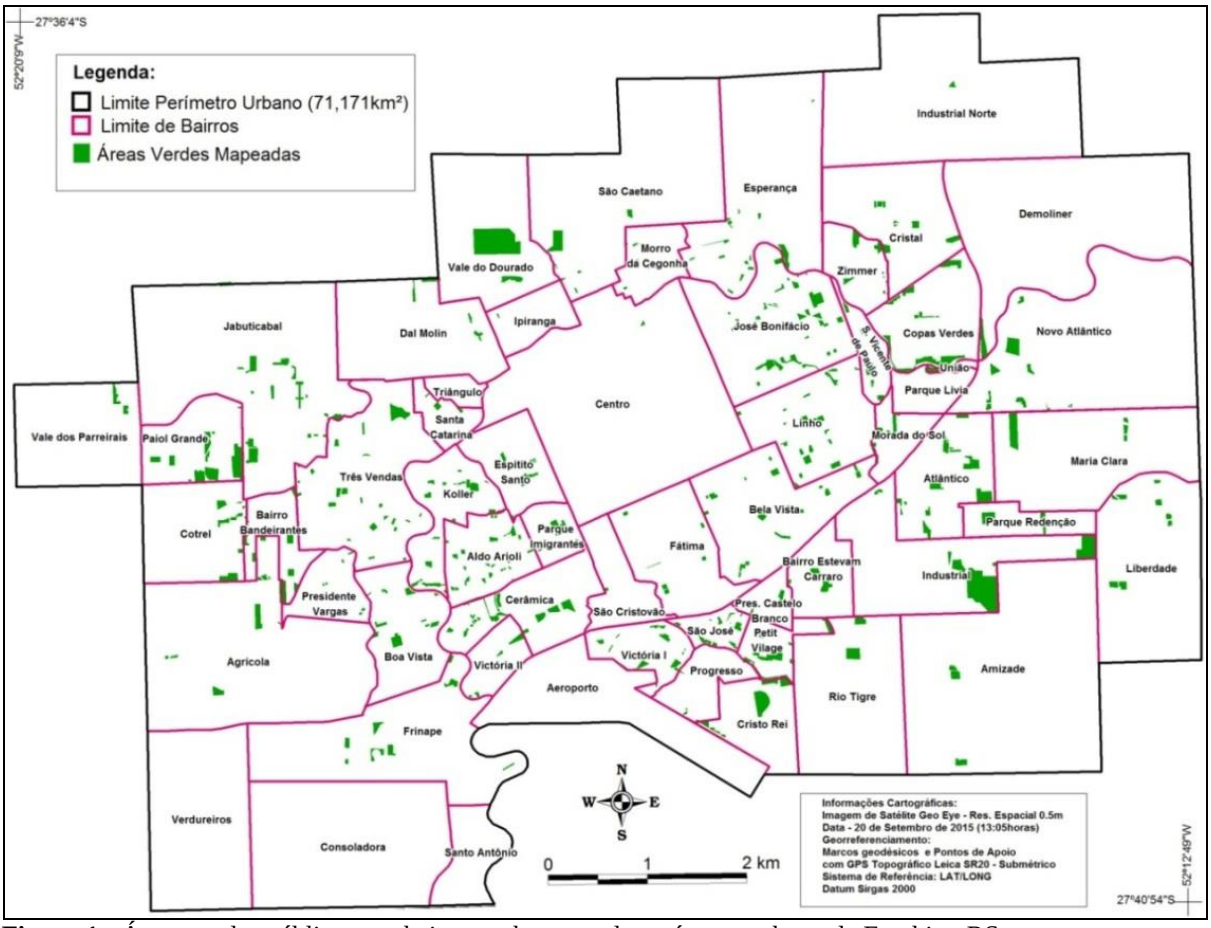


Figura 1 - Áreas verdes públicas por bairro em hectares do perímetro urbano de Erechim, RS.

O crescimento acelerado do município de Erechim incidiu diretamente na paisagem urbana, sendo possível constatar que existem muitas habitações irregulares, que acabam afetando diretamente o ambiente urbano e a qualidade de vida da população. Neste sentido, devem ser levadas em consideração, ações ou políticas públicas que visem à conservação destas áreas, pois foi verificado áreas construídas inseridas em espaços que de acordo com legislação vigente devem ser destinadas ao uso área verdes públicas. Fatores de infraestrutura, desenvolvimento econômico social e questão ambiental estão atrelados à qualidade de vida urbana. Sendo assim as áreas verdes públicas constituem em elementos imprescindíveis para o bem estar influenciando diretamente a saúde física e mental da população (LOBODA e DE ANGELIS, 2005).

A integração do meio natural no cotidiano da sociedade enfatiza a importância da vegetação em espaços destinados para a população proporcionando áreas de lazer e melhor qualidade de vida. Entre os maiores percentuais de usos e cobertura da terra nas áreas verdes

do perímetro urbano destacam-se a vegetação nativa em estágio avançado, uso misto e área construída (Figura 2).

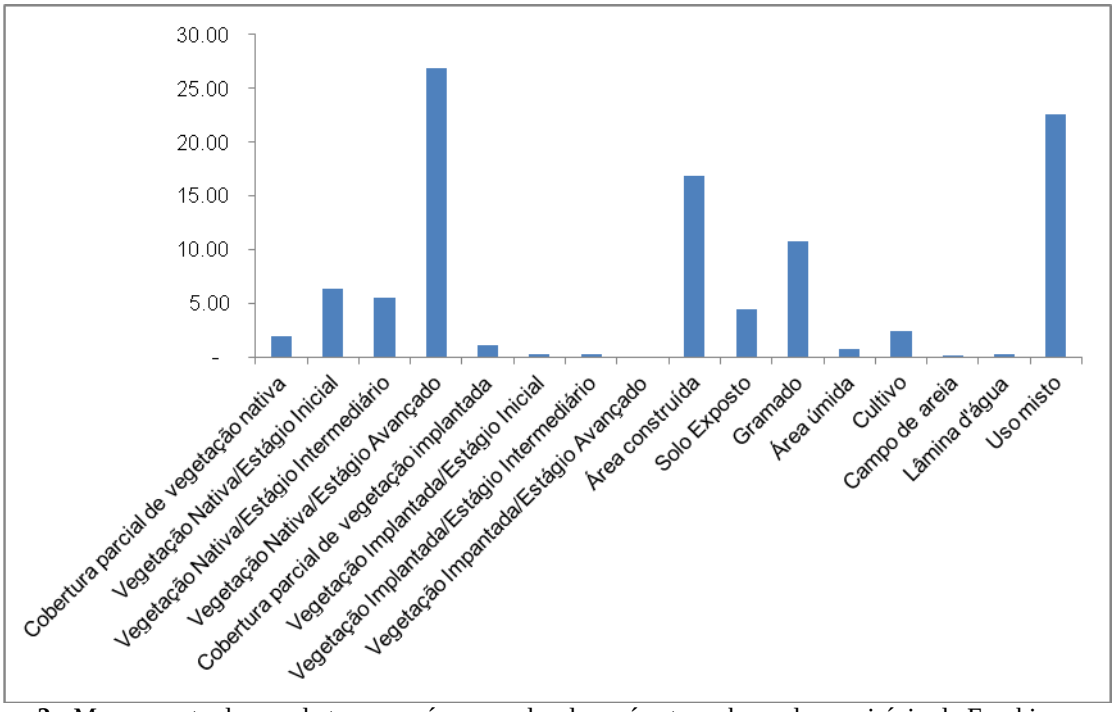


Figura 2 - Mapeamento do uso da terra nas áreas verdes do perímetro urbano do município de Erechim.

Os usos das áreas verdes são importantes perante os representantes do poder público, para que não haja conflitos com os atuais habitantes destes espaços em desacordo em uma futura realocação dos moradores para outras áreas. Nas legislações municipais a interpretação de áreas verdes costuma apresentar diversas avaliações, causadas por conflitos de interesse de órgãos da administração pública, imprecisão dos conceitos vinculados pelos meios de comunicação e conhecimento superficial do termo por parte da população.

Nucci (2008) afirma que para uma área ser identificada como área verde deve haver a predominância de áreas plantadas e que deve cumprir três funções (estética, ecológica e lazer) e apresentar uma cobertura vegetal e solo permeável (sem laje) que devem ocupar, pelo menos, 70% da área. Isso faz com que muitas vezes as áreas verdes sejam confundidas com as áreas livres destinadas ao lazer dos habitantes, uma noção errônea da quantidade destes espaços em relação ao tamanho do município (NUCCI, 2001). Desta forma a avaliação de áreas verdes deve levar em conta o papél que as mesmas desempenham junto ao espaço urbano e a sua área de entorno, seja o bairro ou a cidade como um todo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A distribuição espacial das áreas verdes públicas do perímetro urbano mostra que, os bairros do entorno da área central possuem maior quantidade de áreas verdes públicas tanto em número, quanto em área. Esta distribuição está associada ao período da legislação que rege sobre a destinação de parte da área a ser urbanizada para fins de áreas verdes públicas, fato que afetou a cidade na década de 80, estando à porção central já ocupada.

Sendo assim, os resultados obtidos neste estudo servem de orientação e suporte a Prefeitura Municipal de Erechim, RS, na tomada de decisões sobre o futuro manejo destas áreas verdes quanto a sua importância e distribuição espacial para acesso a população. Os resultados também podem auxiliar projetos que visem à expansão e ocupação do perímetro e seus vazios urbanos em consonância com a legislação prevendo, quantidade e distribuição de áreas verdes em áreas urbanizadas.

A preservação do ambiente por meio da manutenção das áreas verdes deve-se pelo potencial em desempenhar as suas funções bem como agir diretamente na qualidade de vida urbana. Em adição, os resultados fornecem subsídios à revisão do plano diretor, programas de conscientização, documento para ajustamento do uso e cobertura da terra e fonte de dados para pesquisas futuras sobre a dinâmica dos espaços públicos urbanos.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim pela infraestrutura para o desenvolvimento do estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, M.C.C.T. **Caracterização das áreas verdes em Presidente Prudente/SP**. In: SPOSITO, M.E.B (org). Textos e contextos para a leitura geográfica de uma cidade média. Presidente Prudente. 2001 p. 37-52.

AVELAR, G.H. O; SILVA NETO, J.C., Estudo de impacto ambiental de áreas verdes: uma proposta de planejamento e monitoramento. In: IV Congresso Nacional de Excelência em Gestão, Niterói. **Anais**... 2008.

BARGOS, D.C.; MATIAS, L.F. Áreas Verdes Urbanas: Avaliação e Proposta Conceitual. In: I Simpósio de Pós-Graduação em Geografia do Estado de São Paulo, 2008, **Anais...** Rio Claro, 2008.

BARGOS, D.C.; MATIAS, L.F. Mapeamento e análise de áreas verdes urbanas em Paulina (SP): estudo com a aplicação de geotecnologias. **Sociedade e Natureza**, v. 24, n. 1, p. 143-156, 2012.

BERNARDI, S.; BUDKE, J.C. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. **Floresta,** v. 40, n. 1, p. 81-92, 2010.

BRASIL. **Resolução CONAMA N° 302 de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno.

BRASIL. **Resolução CONAMA N° 303 de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente**. RESOLUÇÃO CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006.** Seção III: Art. 8º, § 1º, da Resolução CONAMA Nº 369/2006 – Dispõem da implantação de Área Verde de Domínio Público em Área Urbana.

CAVALHEIRO, F.; NUCCI, J.C; GUZZO, P.; ROCHA, Y.T. Proposição de terminologia para o verde urbano. **Boletim Informativo da SBAU** (Sociedade Brasileira de Arborização Urbana), Rio de Janeiro, v. 7, n. 3, p. 7. 1999.

COSTA, C.S. **Áreas Verdes: um elemento chave para a sustentabilidade urbana**. Arquitextos, São Paulo, v. 11, 126p. 2010.

DEL RIO, V. **Paisagens, Realidade e Imaginário**. Cad. Paisagem. UNESP, 1986.

GOMES, M.A.S. **As praças de Ribeirão Preto-SP: Uma contribuição geográfica ao planejamento e à gestão dos espaços públicos.** 2005. 204 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia MG, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de uso da terra.** 3.ed. Rio de Janeiro, 2013.

LIMA, V.; AMORIM, M.C.T. Metodologias para analisar a qualidade ambiental urbana através de geoprocessamento. In: XII Encontro de Geógrafos da América Latina, 2009, Montevidéu/Uruguai. **Anais...** 2009.

LOBODA, C.R.; DE ANGELIS, B.L.D. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. **Ambiência**, v. 1, n. 1, p. 125-139, 2005.

LONDE, P.R.; MENDES, P.C. A influências das áreas verdes na qualidade de vida urbana. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 10, n. 18, p. 264–272, 2014.

ERECHIM. Prefeitura Municipal de Erechim. **Plano Ambiental Municipal de Erechim** [online]. Erechim: Secretaria do Meio Ambiente; 2011. [citado em 2017 mai. 17] Disponível em: http://www.pmerechim.rs.gov.br/pagina/317/planos-ambientais/.

NIMER E. Clima. In: IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Geografia do Brasil: Região Sul.** Ed. IBGE, Rio de Janeiro. 1990; p. 151-187.

NUCCI, J.C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano**. São Paulo-SP, Humanitas, 2001.

NUCCI, J.C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano**: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP). 2ª ed. Curitiba, 2008. 150 p.

SILVA, J.S.V.; NEVES, R.J.; CARLINI, F.J. Cobertura vegetal e uso da terra *versus* declividade da Unidade de Planejamento e Gestão do Rio Correntes. **Revista GeoPantanal**, n.16, p. 77–89. 2014.

TOLEDO, F.S.; SANTOS, D.G. Espaços Livres de Construção**. Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 3, n. 1, p. 73-91, 2008.

BIODISPONIBILIDADE DE CÁDMIO E CHUMBO NA CULTURA DE ERVA-MATE

Ederlan Magri[1]
Daiane Alice Ferreira[2]
Emanuel Contini Bertol[2]
Jean Marcos Mocfa[3]
Alice Teresa Valduga[3]

RESUMO

Características geológicas da formação do solo podem proporcionar elevadas concentrações de metais pesados em determinados locais. Contudo, processo de captação, acumulação e redistribuição de metais pesados por vegetais não depende de suas concentrações no solo, mas sim da biodisponibilidade destes elementos. Além da natureza do material de origem, outros fatores como o teor e a composição da fração argila, conteúdo de matéria orgânica e condições físico-químicas dos solos podem influenciar. A biodisponibilidade está diretamente ligada às propriedades físico-quimicas do solo, nas quais destaca-se o pH. A *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. (erva-mate) é uma espécie arbórea perene, extensivamente cultivada no Sul do Brasil, Argentina e Paraguai. Nas culturas permanentes, tais como erva-mate, os metais podem acumular-se com o tempo. Este estudo objetivou avaliar o pH do solo de locais povoados com erva-mate em sistemas de cultivo homogêneo e de floresta e correlaciona-los com os teores de cádmio e chumbo nas folhas in natura. Foram coletadas 20 amostras de solo e de folhas de 5 municípios diferentes, nos 5 polos ervateiros do RS. As amostras de solo foram secas à temperatura ambiente, e as de folhas foram dispostas em estufas com circulação de ar á 35°C. Os teores de cádmio, chumbo e pH nas amostras de solo variaram respectivamente entre 0,610 e 3,6 mg/kg, 6,5 e 20,6 mg/kg e 4,1 a 7,2. A partir dos resultados do presente estudo observou-se que solos com pH na faixa de 4 até 5,5 possuem maiores concentrações dos elementos traços estudados, sendo que em pH mais próximos a neutralidade não se observou um número estatisticamente significativo.

Palavras-chave: *Ilex paraguairiensis.* Metais pesados. Tratos culturais. Poluição.

INTRODUÇÃO

A poluição por metais pesados tornou-se um problema preocupante em diversas regiões do planeta (LI-BO, 2016). Diferentemente dos compostos orgânicos, que podem ser facilmente degradados por processos químicos e biológicos, os metais pesados podem se acumular no solo, tornando-se uma via continua de contaminação ao ambiente (KHAN et al., 2008). Os efeitos causados por metais pesados no meio ambiente e, especialmente em organismos vivos, são considerados substanciais e acumulativos, necessitando de um grande investimento e muito tempo para bioremediá-los (PAN, 2012).

O solo, no ecossistema terrestre, desempenha papel fundamental nos processos biogeoquímicos, especialmente na ciclagem de nutrientes (MORGAN, 2009). Além do poder de inibir a funcionalidade do solo, a acumulação por metais pesados no meio ambiente pode

[1] UFPR-PPG Solos. ederlan.magri@gmail.com
[2] URI-Campus Erechim Dpto. Biológicas.
[3] URI-Campus Erechim Dpto. De Ciências Agrárias.

trazer como consequência a contaminação nos diferentes níveis tróficos de uma cadeia alimentar (HE et al., 2004).

Características geológicas da formação do solo podem proporcionar elevadas concentrações de metais pesados em determinados locais (TILLER, 1989). Contudo, processo de captação, acumulação e redistribuição de metais pesados por vegetais não depende de suas concentrações no solo, mas sim da biodisponibilidade destes elementos (LIU et al., 2015). A biodisponibilidade está diretamente ligada às propriedades físico-quimicas do solo, nas quais destaca-se o pH (ZENG et al., 2011).

A *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. (erva-mate) é uma espécie arbórea perene, extensivamente cultivada no Sul do Brasil, Argentina e Paraguai (HAO et al., 2013). Nas culturas permanentes, tais como erva-mate, a presença de metais pesados se torna mais evidente em função de seu acúmulo ao longo dos anos. No caso específico, a colheita de ramos e folhas desta cultura é realizada a cada 12 meses ou mais (BASTOS et al., 2013), tempo suficiente para a bioacumulação destes metais no tecido vegetal.

Correlacionar os teores de transferência de metais pesados do solo para as espécies vegetais consiste no entendimento de sua dinâmica relacionada a determinados fatores biogeoquímicos (WARNE et al., 2008). Neste sentido, buscou-se verificar se a concentração de cadmio (Cd) e chumbo (Pb) nas folha *in natura* poderiam estar relacionadas aos valores de pH do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas de solo foram efetuadas em 32 unidades amostrais (talhão) distribuídas entre os 5 polos produtores de erva mate no estado do Rio Grande do Sul. Para tanto, foram efetuadas caminhadas aleatórias em cada talhão. Coletou-se amostras de solos na camada superficial (0 > 20 cm), utilizando-se um trado Holandês. Foram coletadas 20 sub amostras em cada talhão, misturando-as para obtenção de uma única amostra homogênea. As amostras de solo foram secas a sombra em temperatura ambiente até peso constante. Foram trituradas e peneiradas em malha de 4 mm. A digestão do solo seguiu a metodologia: (1) foram pesados 1,0 g de amostra, adicionados 10 mL de HNO_3, misturados e aquecidos a 95 ° C durante 10 min. Depois de se deixar arrefecer, adicionou-se (2) 5 mL de HNO_3 e aqueceu-se durante 30 minutos a 95°C. (3) Foram adicionados 2 mL de água ultra-pura (água Milli'Q) e 3 mL de H_20_2 e aquecidos suavemente até a efervescência diminuir. (4) Continuou a ser adicionado H_20_2, em incrementos de 1 mL (máximo 10 mL), até à homogeneização da amostra.

Finalmente, (4) foram adicionados 5 mL de HCl e aquecidos durante 10 minutos a 95°C, (5) filtrados (papel de filtro Whatman® No. 41) e (6) diluídos para um balão volumétrico de 100 mL com água Milli'Q. A leitura de teores dos metais estudados se deu por meio de um aparelho de espectrofotometria de absorção atômica.

O pH do solo foi determinado pelo método de INSTITUTO ADOLFO LUTZ (2005). Diluiu-se 10 g de solo em 100 mL de água destilada. Após diluído, determinou-se o pH com uso de pHmetro QUIMIS Q400MT previamente calibrado, de acordo com o manual do fabricante. Para verificar a relação das concentrações de Cd e Pb nas amostras de solo em função do respectivo pH de cada local de coleta, categorizou-se os valores de pH, arredondando-os para o valor mais próximo em uma escala de 4 a 7, com intervalos de 0,5. Após categorizados, aplicou-se aos dados uma regressão linear. A análise estatística e transformação de dados foram efetuados por meio do software R (R CORE TEAM, 2014).

Nos mesmos locais foram coletadas folhas de erva-mate de todo talhão seguindo a mesma metodologia da caminhada aleatória em zigue-zague de mais de 20 plantas, em torno de 3 Kg de amostras. Levadas ao laboratório, foram secas em estufa de circulação de ar a 35°C até peso constante. Na sequência de estudo, nessas amostras, foram determinados os teores de Cd e Pb.

Amostras de erva-mate processada: (1) foram pesados 0,5 g de cada amostra e transferidos para tubos de polipropileno para digestão em microondas. (2) Foram adicionados 2 mL de água de Milli'Q + 5 mL de HNO_3 e foram expostos em radiação de microondas. (3) A solução obtida foi diluída com água Milli'Q para 50 mL e (4) filtrada usando um filtro de membrana de 12 μm (INTERNACIONAL, 2005; JULSHAMN et al., 2013).

Os níveis de Cd e Pb foram medidos por espectrometria de massa por plasma acoplada indutivamente - Agilent 7700 ICP-MS. Esta digestão e análise foi realizada pela EUROFINS ALAC, Garibaldi-RS, Brasil, e foram expressas em $mg \cdot Kg^{-1}$. O pH do solo foi medido em uma solução de água desionizante (proporção solo / água 1: 2,5) (Solos, 1997) usando um medidor de pH QUIMIS Q400MT previamente calibrado de acordo com as instruções do fabricante.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de cádmio, chumbo e pH nas amostras de solo variaram respectivamente entre 0,6 e 3,6 mg/kg, 610 e 3,6 mg/kg, 6,5 e 20,6 mg/kg e 4,1 a 7,2 (Tabela 1).

Tabela 1 - Valores da mediana e desvio padrão dos teores de Cd e Pb nas amostras de solo e do pH de solo.

	Mediana	Desvio Padrão
Chumbo (mg/kg)	13,11	3,87
Cádmio (mg/kg)	1,97	0,86
pH	5,11	0,76

O pH de solo mostrou-se correlacionado com os teores de Cd no solo (r^2=0,32 p<0,01). Em relação aos teores de Pb, não ocorreu correlação (r^2= 0,07 p=0,13) (Figura 1 e 2). O teor máximo de Pb no solo (20,63 mg • kg^{-1}) foi menor do que a média mundial, no entanto, o conteúdo mínimo de Cd no solo (0,62 mg • kg^{-1}) foi maior que a média mundial.

O teor médio de Cd em solos mundiais variou entre 0,10 - 1,10 mg • kg^{-1} (FADIGAS et al., 2006). O presente estudo identificou que 21 dos 32 lugares estudados (65,6% do total) apresentavam Cd no solo entre 1,10 e 3,61 0,62 mg • kg^{-1}. Atualmente, Cd é um dos metais pesados mais disponíveis para plantas em solos agrícolas (KABATA-PENDIAS, 2010). Muitos estudos em todo o mundo estão sendo conduzidos, revelando que a presença de Cd e Pb excedeu o limite ratificado em várias culturas agrícolas, como arroz no Japão (MORI et al., 2016, cacau no Equador (CHAVEZ et al., 2016), espinafres (LIANG et al., 2013), canola e trigo na China (CHEN et al., 2016).

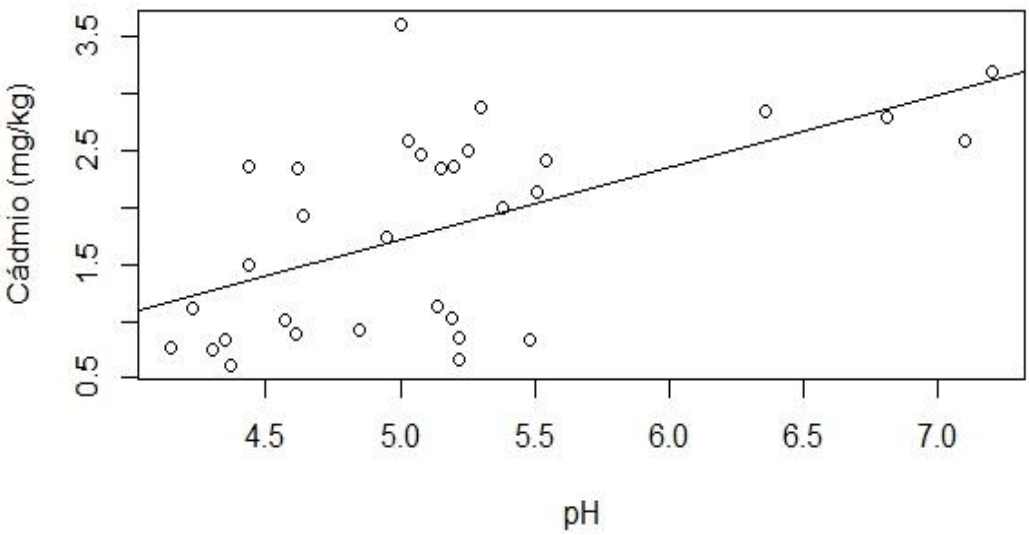


Figura 1 - Regressão linear de Cd (mg/kg) em solo comparados a diferentes valores de pH de solo.

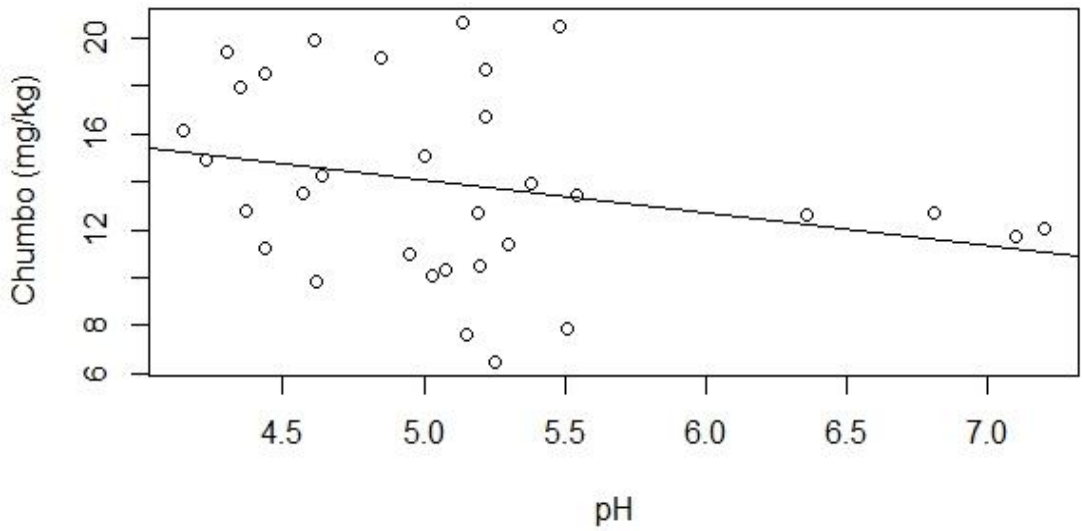


Figura 2 - Regressão linear de Pb (mg/kg) em solo comparados a diferentes valores de pH de solo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados do presente estudo observou-se que solos com pH na faixa de 4 até 5,5 possuem maiores concentrações dos elementos traços estudados, sendo que em pH mais próximos a neutralidade, não se observa um número estatisticamente significativo.

AGRADECIMENTOS

Ao SINDIMATE, RS, PR, SC e a URI - Erechim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASTOS, M. C. Erva-mate: estado nutricional da planta e qualidade da bebida. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Cap. 2. 2013.

BARONA, A.; ROMERO, F. Distribution of metals and soils and relationships among fractions by principal component analysis. (Soil Technology), Cremlingen, v.8, p.303-319, 1996

BRASIL. ANVISA. Resolução - RDC Nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. Nº 168 – DOU – 30/08/13 – secção 1 – p.33. 2013.

CHAVEZ, E. et al. Chemical speciation of cadmium: An approach to evaluate plant-available cadmium in Ecuadorian soils under cacao production. **Chemosphere**, v. 150, p. 57-62, 2016. ISSN 0045-6535.

CHEN, H.; YUAN, X.; LI, T.; HU, S.; JI, J.; WANG, C. Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil–crop systems of the industrialization region, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 193-201, ISSN 0147-6513. 2016.

FADIGA et al. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Revista Solos e Irrigação.** Bragantia, Campinas; v.61; n.2, 151-159, 2002

FADIGAS, F. D. S. et al. Estimation of reference values for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, and zinc in Brazilian soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, n. 7-8, p. 945-959, 2006. ISSN 0010-3624.

HAO, D. et al. Research progress in the phytochemistry and biology of Ilex pharmaceutical resources. **Acta Pharmaceutica Sinica**, v.3, p.8-19. 2013.

HE, Z. L. et al. Transport of Heavy Metals in Surface Runoff from Vegetable and Citrus Fields. **Soil Science Society Of America Journal**, v. 68, n. 5, p.1662-1669, 2004.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos Físico-Químicos para Análise de Alimentos**, 4.ed., 2005.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. CRC press, 2010. ISBN 1420093703.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y.M.; HUANG, Y.Z.; ZHU, Y.G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution.** 152, 686-692. 2008.

LI-BO, P.; JIN, M.; XIAN-LIANG, W.; HONG, H. Heavy metals in soils from a typical county in Shanxi Province, China: Levels, sources and spatial distribution. **Chemosphere**, V. 148, p.248-254, ISSN 0045-6535. 2016.

LIANG, Z. et al. Major controlling factors and predictions for cadmium transfer from the soil into spinach plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 93, p. 180-185, 2013. ISSN 0147-6513.

IU, K.; LV, J., HE, W.; ZHANG, H.; CAO,Y.; DAI,Y. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 113, 207–213. 2015.

MORI, M. et al. Suppression of cadmium uptake in rice using fermented bark as a soil amendment. **Chemosphere**, v. 148, p. 487-494, 2016. ISSN 0045-6535.

MORGAN, R.P.C. Soil Erosion and Conservation. **Blackwell Publising**, Inglatera, 3ª edição, 304 p. 2005.

OLIVEIRA, T.S. Metais pesados como indicadores de materiais de origem de solos. 1996. 128f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa.

PAN, K.; WANG, W. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. **Science Of The Total Environment**, v. 421-422, p.3-16, 2012.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/. 2014.

ROVERS, H; CAMARGO, O.A; VALADARES, J.M.A.S Níquel total e solúvel em DTPA em solos do Estados de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.7, n.3, p. 217-220, 1983.

SOLOS, E. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997.

TILLER, K. G. Heavy metals in soil and their environmental significance. **Advances in Soil Science**, New York, v.9, p.113-142, 1989.

WARNE, M. S. J.; HEEMSBERGEN, D.; STEVENS, D.; MCLAUGHLIN, M.; COZENS, G. Modeling the toxicity of copper and zinc salts to wheat in 14 soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 27,786–792. 2008

ZENG, F.; ALI, S.; ZHANG, H.; OUYANG, Y.; QIU, B.; WU, F.; ZHANG, G. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. **Environmental Pollution**. 159, 84–91. 2011.

EFEITOS DO TIPO DE SUBSTRATO E USOS DA TERRA SOBRE LARVAS DE TRICHOPTERA EM RIACHOS

Mayara Breda[1]
Maiane B. de Oliveira[1]
Patrícia L. Lazari[1]
Rozane M. Restello[2]
Luiz U. Hepp[2]

RESUMO

As larvas da ordem Trichoptera são abundantes e altamente diversas em ecossistemas lóticos e são sensíveis a distúrbios ambientais. A vegetação ripária é de grande importância para a manutenção e regulação do ambiente aquático, auxiliando na manutenção da qualidade da água. A substituição da vegetação ripária por agricultura resulta no aumento da temperatura, concentração de nutrientes e sedimentos dentro dos riachos, o que prejudica a integridade ecológica do ecossistema aquático, diminuindo a biodiversidade aquática. Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos dos usos da terra e tipos de substrato sobre a distribuição das larvas de Trichoptera em riachos subtropicais. As coletas foram realizadas em seis riachos (três agrícolas e três naturais) na região de Erechim-RS. Os insetos aquáticos foram coletados com um amostrador Surber em substrato pedregoso e bancos de folhas. Também foram mensuradas as variáveis físico-químicas da água. Em laboratório, realizou-se a identificação das larvas de Trichoptera. As variações da abundância e riqueza das larvas de Trichoptera entre os tipos de substrato e tipos de riachos foram analisadas com uma *two way* ANOVA. Foram coletadas 1158 larvas de Trichoptera nos seis riachos estudados, distribuídas em 8 famílias e 10 gêneros. A abundância de larvas foi maior nos riachos agrícolas (76,8%) e no substrato pedregoso (80,7%). Não foi observada diferença na riqueza de gêneros entre os riachos. Porém, a riqueza foi significativamente maior no substrato pedregoso em comparação com as folhas. A maior abundância de larvas no substrato pedregoso e nos riachos agrícolas pode ser justificada pela maior estabilidade que o substrato garante e pelo maior aporte de nutrientes e sedimentos que ocorrem nesses riachos. A riqueza de gêneros foi maior nos riachos naturais, indicando a importância da vegetação ripária para a diversidade de insetos aquáticos.

Palavras-chave: Insetos Aquáticos. Macroinvertebrados bentônicos. Composição da comunidade. Biomonitoramento.

INTRODUÇÃO

Os insetos da ordem Trichoptera são abundantes e altamente diversos em ecossistemas lóticos (CRISCI-BISPO et al., 2007). Ocorrem em águas limpas e bem oxigenadas, o que as torna indicadoras de qualidade e integridade do habitat aquático (CALOR, 2007). Além disso, são sensíveis a distúrbios ambientais (BAPTISTA et al., 2007) e a variação temporal em sua abundância pode ser determinada por fatores como a precipitação, presença de vegetação ripária, declividade e estabilidade do substrato (BISPO et al., 2006). Dentre os insetos aquáticos, os Trichoptera são os únicos que produzem seda, que é utilizada para construção de

[1] Acadêmica de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim, Departamento de Ciências Biológicas, Avenida Sete de Setembro, 1621, mayarabreda@hotmail.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

abrigos, linha de âncora para larvas predadoras e redes para filtradores (MACKAY e WIGGINS,1979). Esses organismos apresentam vários hábitos alimentares sendo predadores, filtradores e/ou trituradores de matéria orgânica (SPIES et al., 2006). Estas características atribuem aos tricópteros um potencial elevado para servirem de modelo para estudos ecológicos sobre padrões de diversidade biológica em ambientes aquáticos.

No entanto, os ambientes aquáticos estão sendo fortemente impactados por diferentes atividades antrópicas (urbanização e agricultura) (HEPP et al., 2010). Estas atividades causam a remoção da vegetação ripária nas margens de rios e riachos. A vegetação ripária é de grande importância para a manutenção e regulação do ambiente aquático, pois serve como barreira para o aporte de sedimento, auxiliando na manutenção da quantidade e qualidade da água (NAIMAN et al., 2010). A substituição da vegetação ripária por agricultura resulta no aumento da temperatura, concentração de nutrientes e sedimentos dentro dos riachos, o que prejudica a integridade ecológica do ecossistema aquático (ALLAN e CASTILLO, 2007). Essa modificação gerada pela agricultura causa alterações na estrutura física e química dos riachos, o que pode modificar a composição das comunidades aquáticas.

Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos de diferentes substratos e usos da terra sobre a abundância e riqueza de larvas de Trichoptera. Essas informações são importantes para o conhecimento da biodiversidade aquática da região, podendo auxiliar em programas de biomonitoramento e gestão de bacias hidrográficas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Foram coletadas amostras em seis riachos localizados na região norte do Rio Grande do Sul (abrangência da URI – Erechim), sendo três riachos com ausência aparente de perturbação, considerados “naturais”, e outros três com uso agrícola nas áreas de drenagem, considerados “agrícolas”. Os riachos apresentam largura em torno de 2 a 3 m, profundidade nunca superior a 30 cm e o fundo com substrato composto por pedras e folhas.

A Região Alto Uruguai está localizada no norte do Rio Grande do Sul e possui área de 26.062 km², com altitude variando entre 400 a 800 m a.n.m. O clima é classificado como subtropical, com temperaturas médias anuais de 17,6°C e precipitação média anual de 1912 mm (ALVARES et al., 2014) e a vegetação típica é a Mata Atlântica com transição entre Floresta Semidecidual e mistos de araucária (BUDKE et al., 2010). A região apresenta cerca

de 20% de área coberta por vegetação arbórea, sendo o restante da área ocupada por atividades agropecuárias e urbanas (DECIAN et al., 2009).

Coleta dos organismos

Nos seis riachos os insetos aquáticos foram coletados com um amostrador Surber de área de 0,09 m² e malha de 250 µm. Em cada riacho foram realizadas três subamostragens em substrato pedregoso e três subamostragens em bancos de folhas. O material coletado foi fixado em campo com álcool 70% e acondicionado em embalagens plásticas e conduzidos ao Laboratório de Biomonitoramento da URI – Erechim. Posteriormente, realizou-se identificação até nível taxonômico de gênero utilizando chaves de identificação de Pes et al. (2005) e Mugnai et al. (2010).

Análise estatística

Foi avaliada as variações da abundância e riqueza das larvas de Trichoptera entre os tipos de substrato (pedra e folha) e tipos de riachos (natural e agrícola). Para tanto, utilizou-se uma Análise de Variância de dois fatores (*two way* ANOVA). A normalidade dos dados foi testada anteriormente com um teste de Shapiro-Wilk, sendo que os dados de abundância foram transformados em log(x+1). As análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2015).

RESULTADOS

Foram coletadas 1158 larvas de Trichoptera nos seis riachos estudados, distribuídas em 8 famílias e 10 gêneros (Tabela 1).

Tabela 1 - Abundância de Trichoptera encontrada em riachos naturais e agrícolas nos substratos pedra e folha, na Região Alto Uruguai, RS.

Táxons	Riachos Naturais		Riachos Agrícolas	
	Pedra	Folha	Pedra	Folha
Hydropsychidae				
Smicridea (McLachlan, 1871)	89	7	299	100
Glossosomatidae				
Itauara (Müller, 1888)	62	2	418	10
Hydrobiosidae				
Atopsyche (Banks, 1905)	14	6	1	2
Philopotamidae				
Chimarra (Stephens, 1829)	1	1	11	1
Wormaldia (McLachlan, 1865)	0	0	5	0
Leptoceridae				
Nectopsyche (Müller, 1879)	0	1	0	0
Odontoceridae				
Marilia (Müller, 1880)	0	0	1	0
Polycentropodidae				
Cernotina (Ross, 1938)	7	0	0	0
Cyrnellus (Banks, 1913)	2	0	0	0
Calamoceratidae				
Phylloicus (Müller, 1880)	23	53	4	40

Destas, 268 organismos, pertencentes a 8 gêneros, foram coletadas em riachos naturais e 890 organismos de 7 gêneros em riachos agrícolas. A abundância de larvas foi maior nos riachos agrícolas ($F_{(1;32)}$=11,5, p<0,001), no entanto, não houve diferença significativa para a riqueza entre os tipos de riachos ($F_{(1;\,32)}$=0,62, p=0,44) (Figura 1).

Ainda, deste total, 935 larvas distribuídas em 9 gêneros foram coletadas em substrato pedregoso e 223 larvas distribuídas em 6 gêneros nos bancos de folha. A abundância e riqueza foram maiores em substrato pedregoso ($F_{(1;32)}$=21,0, p<0,001; $F_{(1;32)}$=13,2, p<0,001, respectivamente) (Figura 1).

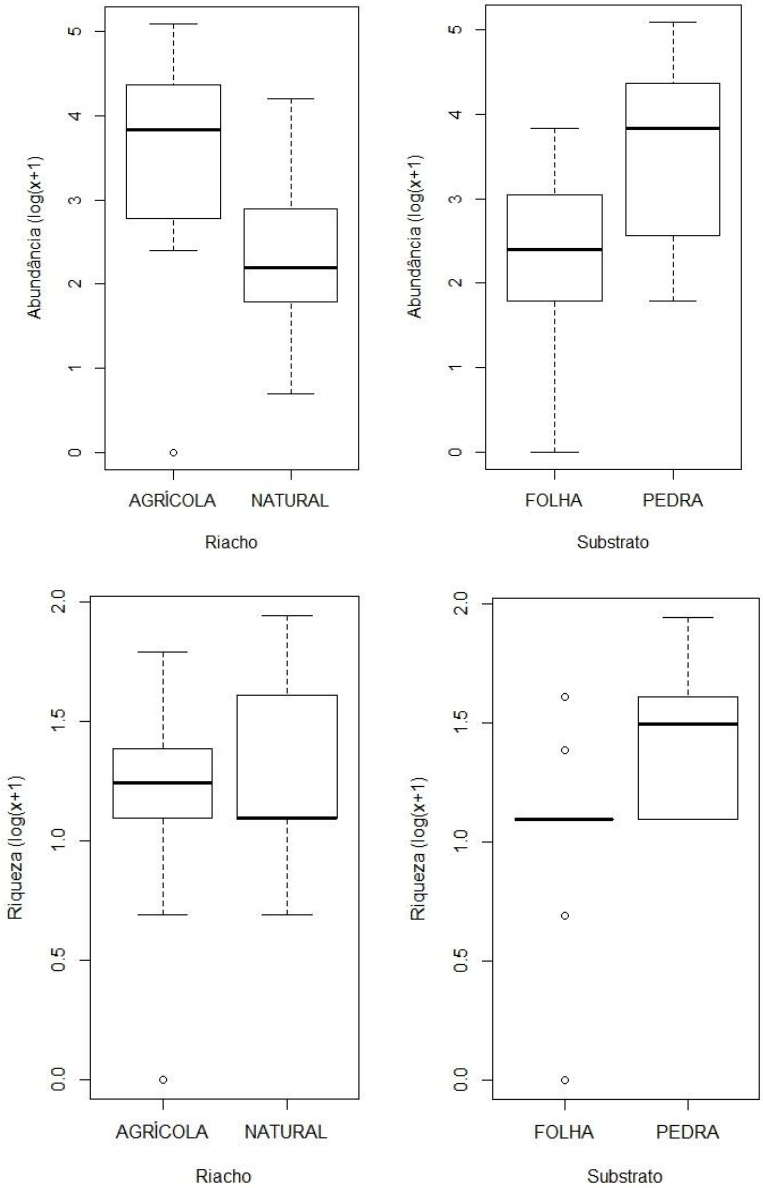


Figura 1 - Box-plot da abundância e riqueza de larvas de Trichoptera coletadas nos diferentes riachos (agrícola e natural) e diferentes tipos de substratos (folha e pedra) na região Alto Uruguai do RS.

DISCUSSÃO

Nesse estudo, observou-se diferença na abundância de larvas de Trichoptera entre os riachos naturais e agrícolas. Riachos com agricultura em seu entorno compreenderam maior abundância de larvas. Os riachos agrícolas apresentam dossel aberto e aporte de sedimentos e nutrientes derivados da erosão. Esses fatores estimulam a produção de perifíton que é uma importante fonte de energia autóctone em riachos agrícolas (LENAT e CRAWFORD, 1994). Hepp et al. (2016), estudando riachos na região Alto Uruguai verificaram menor variação taxonômica e funcional em riachos com vegetação ripária. Dessa forma, concluíram que a vegetação ripária é importante, no entanto toda a bacia de drenagem deve ser considerada na composição dos invertebrados.

Pode-se observar alta abundância de larvas dos gêneros *Itauara* e *Smicridea*. A presença desses organismos em riachos agrícolas se deve ao fato de utilizarem algas como recurso alimentar (GIL et al., 2008). *Itauara* é um organismo raspador, que se alimenta principalmente de perifíton, enquanto *Smicridea* apresenta hábito alimentar coletor-filtrador (CUMMINS e KLUG, 1979). Dessa forma, os riachos agrícolas fornecem os recursos necessários para que esses organismos ocorram em abundância.

A maior abundância e riqueza de larvas de Trichoptera foi verificada no substrato rochoso. Isso se deve provavelmente à estabilidade oferecida pelo substrato, que reduz a probabilidade de movimentação durante inundações (TIKKANEN et al., 1994). Geralmente os substratos são colonizados por diferentes assembleias de macroinvertebrados, porém, diversas espécies podem utilizar mais de um tipo de substrato. Isso pode ocorrer pelas adaptações semelhantes para viver em certas condições de habitat, como a qualidade e quantidade de matéria orgânica e estabilidade do substrato (LOGAN e BROOKER, 1983). Organismos que crescem aderidos e/ou incrustados, como as larvas de Trichoptera, necessitam de um substrato que não seja facilmente carreado pela correnteza (ALLAN e CASTILLO, 2007). Além disso, substratos heterogêneos podem determinar as diversidades alfa e beta, além de influenciar na estrutura das comunidades aquáticas, aumentando a abundância de organismos, como observado nesse estudo (HEPP et al., 2012; MILESI et al., 2016).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza de gêneros foi maior nos riachos naturais, indicando a importância da vegetação ripária para a diversidade de insetos aquáticos. Esse estudo mostrou a importância

dos usos da terra e do tipo de substrato para manutenção da comunidade de Trichoptera, podendo auxiliar em medidas de gestão e conservação da vegetação ripária e dos ecossistemas aquáticos, que estão sendo fortemente pressionados pelas atividades antrópicas, principalmente as agrícolas.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa REDES/URI pela bolsa de Iniciação Científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. Dordrecht: Springer, 436p. 2007.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, n. 22, p. 711–728, 2013.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v.575, p.83-94, 2007.

BISPO, P.C.; L.G. OLIVEIRA; L.M. BINI; K.G. SOUSA. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera form riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, n.2B, p.611-622, 2006.

BUDKE, J.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; ZANIN, E.M. Influência dos usos da terra sobre a composição e funcionalidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos: integrando processos entre paisagem, interface ribeirinha e comunidades biológicas. In: SANTOS, J.E.; ZANIN, E.M.; MOSCHINI, L.E. (Org.**). Faces da Polissemia da Paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: Rima, 2012, v.4, p. 310-323, 2010.

CALOR, A.R. Trichoptera. In: **Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**, 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf>

CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.2, p.312-318, 2007.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics** v. 10, p.147-172, 1979.

DECIAN, V.; ZANIN, E.M.; HENKE, C.; QUADROS, F.R.; FERRARI, C.A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v.33, n.121, p.165-176, 2009.

GIL, M.A.; TRIPOLE, S.; VALLANIA, E.A. Feeding habits of Smicridea (Rhyacophylax) dithyra Flint, 1974 (Trichoptera: Hydropsychidae) larvae in the Los Molles stream (San Luis-Argentina). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.1, p.1-4, 2008.

HEPP, L.U.; RESTELLO, R.M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra. In: SANTOS, J.E.; ZANIN, E.M.; MOSCHINI, L.E. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção**. São Carlos: Rima Editora, p.264-277, 2010.

HEPP, L. U., LANDEIRO, V. L., MELO, A. S. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a Neotropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 97, n. 2, p. 157-167, 2012.

HEPP, L.U.; URBIM, F.M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R.C.; SAUSEN, T.L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R.M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.28, 2016.

LENAT, D.R.; CRAWFORD, J.K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, v.294, n.3, p.185-199, 1994.

LOGAN, P.; BROOKER, M.P. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. **Water Research**, v.17, p.263–270, 1983.

MACKAY, R.J.; WIGGINS, G.B. Ecological diversity in Trichoptera. **Annual Review of Entomology**, v.24, p.185-208, 1979.

MILESI, S. V.; DOLÉDEC, S.; MELO, A. S. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. **Freshwater Science**, v. 35, n. 4, p. 1321-1329, 2016.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. 1° ed. Technical Books Editora, 2010.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M.E. **Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities**. Cambridge: Academic Press, 2010.

PES, A.M.O.; HAMADA, N e NESSIAMIAN, J.L. Chaves de Identificação de larvas para famílias e genêros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.49, p.181-204, 2005.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org. 2015.

SPIES, M.R.; FROEHLICH, C.G.; KOTZIAN C.B. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section if the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul. **Iheringia**, Série Zoologia, v.96, p.389-398, 2006.

TIKKANEN, P.; LAASONEN, P.; MUOTKA, T.; HUHTA, A.; KUUSELA, K. Shortterm recovery of benthos following disturbance from stream habitat rehabilitation. **Hydrobiologia**, v.273, p.121-130, 1994.

DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE UM TRECHO SUPERIOR DO MÉDIO URUGUAI

MASSARO, M. V.[1]
SOARES M. L.[2]
REYNALTE-TATAJE D. A.[3]

RESUMO

A ictiofauna de água doce da América do Sul é variada e heterogênea e os motivos para isso parecem estar relacionados a diversidade de habitats, dentre outros fatores. O presente estudo teve como objetivo analisar através dos índices de diversidade a estrutura da comunidade íctica no trecho superior do médio rio Uruguai. Entre maio de 2016 a março de 2017 foram realizadas quatro coletas em cada um dos três pontos amostrais. Foram utilizadas redes de emalhar de diferentes proporções e espinhel. Foram coletados um total de 789 indivíduos, pertencentes a 55 espécies, dezessete famílias e seis ordens. A diversidade de Shannon foi similar nos três pontos amostrais, havendo baixa dominância, quanto ao índice de similaridade de Jaccard, os pontos Alecrim (A) e São Borja (SB), mostraram-se mais similares em relação a Esperança do Sul (ES).

Palavras-chave: Ictiofauna. Riqueza. Índices de diversidade. Médio Uruguai. Distribuição espacial.

INTRODUÇÃO

A ictiofauna de água doce da América do Sul é variada e heterogênea, alguns levantamentos realizados estimam a existência de aproximadamente 8.000 espécies de peixes neste continente (VARI e MALABARBA, 1998). Os motivos para esta diversidade ainda não estão completamente reconhecidos, entretanto parece estar relacionado a diversidade de habitats, a proximidade com as latitudes tropicais e a uma elevada especialização das espécies no uso do ambiente e dos recursos alimentares. Muitos pesquisadores mencionam que essa elevada riqueza dos ambientes neotropicais pode ser maior ainda, já que existem muitos ambientes que ainda não foram estudados ou tem levantamentos incompletos (AGOSTINHO et al. 2007).

O rio Uruguai é o mais novo dos rios formadores da bacia do Prata. Sua nascente é a confluência dos rios Canoas e Pelotas, em torno de 1.200 m acima do nível do mar. Sua extensão gira em torno de 2.262 km até desaguar no estuário do Prata. Por encontrar-se em um vale bastante encaixado, apresenta uma diversidade de ambientes como corredeiras, poços, cachoeiras, áreas de remanso. O rio Uruguai divide-se em três regiões, as quais são separadas por barreiras físicas (ZANIBONI-FILHO e SHULTZ, 2003). O conhecimento

[1] Acadêmico, Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Cerro Largo -RS bio.marthoni@gmail.com
[2] Mestrando, Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da UFFS, Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Cerro Largo -RS
[3] Docente permanente integra o colegiado do Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da UFFS, Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Cerro Largo -RS

sobre a diversidade da ictiofauna do médio Uruguai ainda é incipiente, devido à falta de informações sobre sua composição, este trabalho procurou inventariar a assembleia de peixes do trecho superior do médio rio Uruguai.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A região do médio Uruguai tem início a uma altitude de 130 m acima do nível do mar. Sua extensão é em torno de 800 km, com um declive de aproximadamente 9 cm/km, apresentando em seu trecho corredeiras, poços, áreas de alague e cachoeiras. Este trecho inicia no salto Yucumã e termina na Usina Hidrelétrica Salto Grande (ZANIBONI FILHO e SCHULZ, 2003). Os pontos de amostragem localizam-se em três municípios do Rio Grande do Sul: Esperança do Sul (ES), Alecrim (A) e São Borja (SB), totalizando 447,2 km de extensão.

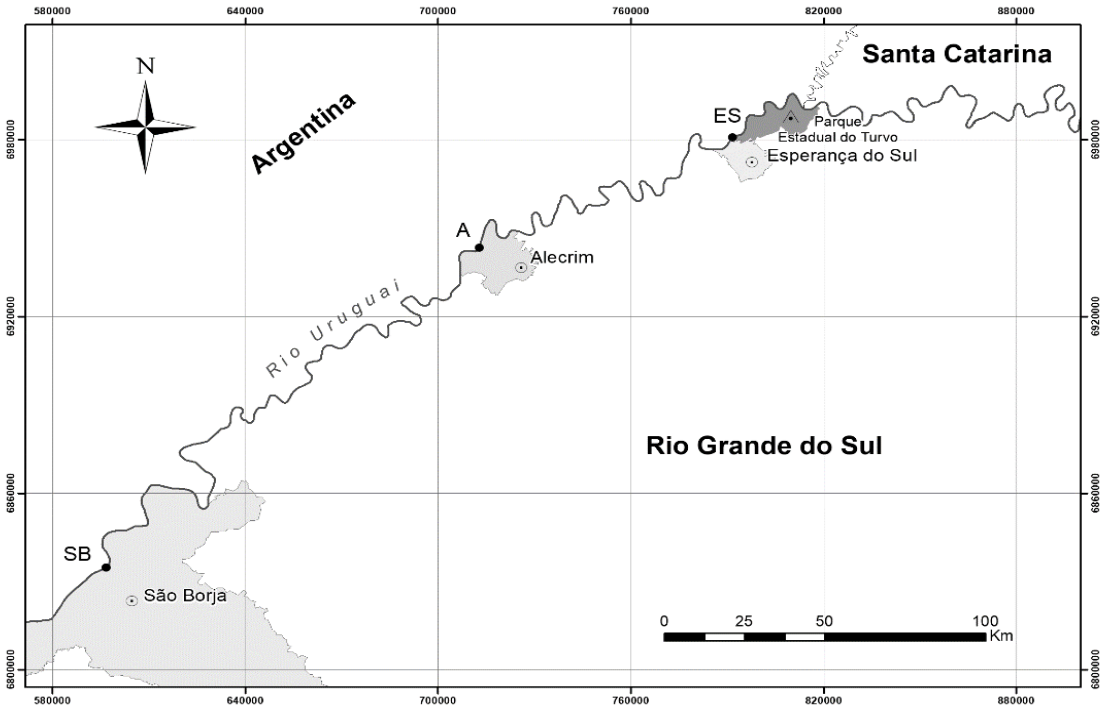


Figura 2 - Localização dos pontos amostrais. SB= São Borja, A= Alecrim e ES= Esperança do Sul).

Foram efetuadas coletas sazonais em um ciclo anual no período de maio de 2016 a março de 2017. Foram utilizadas redes do tipo Malhadeiras: 20 x 2 m, 30 x 2 m, 50 x 4 m, malhas (entre-nos) 1,5 cm, 2 cm, 2,5 cm, 3 cm, 4 cm e 8 cm; Feiticeiras: 30 x 3 m, malhas (entre-nos) 15/3/15 cm, 15/4/15 cm e 15/5/15 cm; e dois espinheis com 100 m de comprimento, com 30

anzóis médios cada. Para a obtenção de variáveis ambientais foram utilizados equipamentos como multiparâmetro, disco de Secchi e fluxometro mecânico.

Análise dos dados

Os padrões de diversidade e dominância foram estimados a partir do índice de Shannon (LUDWIG e REYNOLDS, 1988) e índice de Simpson, respectivamente (MAGURRAN, 1988). Para os locais de amostragem foi calculado o índice de similaridade de Jaccard (MAGURRAN, 1988).

RESULTADOS

Foram obtidos um total de 789 indivíduos distribuídos em 6 ordens, 17 famílias e 55 espécies. As ordens mais relevantes foram as ordens Characiformes e Siluriformes, com representatividade de 43,6%, seguidas pelas ordens Gymnotiformes com 5,5%, Clupeiformes e Synbranchiformes com 1,8% cada (Tabela 1), totalizando uma biomassa de 141,092 kg. As espécies que expressaram maior abundância de indivíduos foram *Iheringichthys labrosus* (Mandi-beiçudo), *Cynopotamus kincaidi* (Peixe-cachorro) e *Galeocharax humeralis* (Peixe-cachorro). Destaca-se a presença de algumas espécies de longa migração como o *Salminus brasiliensis* (dourado), *Leporinus macrocephalus* (piavuçu), *Leporinus obtusidens* (piava), *Prochilodus lineatus* (grumatã) e *Rhaphiodon vulpinus* (peixe-facão).

Tabela 2 - Composição taxonômica, trecho superior do médio Uruguai, abundancia de espécies por ponto de amostragem, Alecrim (A), Esperança do Sul (ES) e São Borja (SB).

Táxons		**Distribuição espacial por pontos**		
Ordem/família/espécie		**Alecrim**	**Esperança do Sul**	**São Borja**
CHARACIFORMES				
	Acestrorhynchidae			
	Acestrorhynchus pantaneiro			3
	Anostomidae			
	Leporinus amae	2	4	1
	Leporinus macrocephalus	2	3	8
	Leporinus obtusidens		1	9
	Schizodon nasutus	6	7	4
	Characidae			
	Astyanax abramis		7	
	Astyanax fasciatus	2	1	
	Astyanax gr. Scabripinnis		1	
	Astyanax jacuhiensis	8	19	15
	Astyanax obscurus	5	9	

	Astyanax spp.			1
	Cynopotamus argenteus	10	4	24
	Cynopotamus kincaidi	6	9	80
	Galeocharax humeralis	2	5	54
	Pygocentrus nattereri	1		
	Rhaphiodon vulpinus	7	14	5
	Roeboides microlepis		4	
	Salminus brasiliensis	4	2	7
	Serrasalmus maculatus	1	3	
	Curimatidae			
	Steindachnerina biornata			1
	Steindachnerina brevipinna	2	2	
	Steindachnerina insculpta	1	14	
	Parodontidae			
	Apareiodon affinis		2	
	Prochilodontidae			
	Prochilodus lineatus	1	3	2
CLUPEIFORMES				
	Engraulidae			
	Lycengraulis grossidens			2
GYMNOTIFORMES				
	Sternopygidae			
	Eigenmannia virescens	1		
	Sternopygus macrurus		2	
	Sternopygus sp.		1	
PERCIFORMES				
	Cichlidae			
	Crenicichla vittata		1	
	Sciaenidae			
	Pachyurus bonariensis	15	6	16
SILURIFORMES				
	Auchenipteridae			
	Ageneiosus militaris			5
	Auchenipterus osteomystax	2	3	18
	Trachelyopterus galeatus	2		
	Trachelyopterus teaguei			2
	Doradidae			
	Pterodoras granulosus			1
	Rhinodoras dorbignyi	5		11
	Heptapteridae			
	Pimelodella gracilis		1	
	Loricariidae			

	Hypostomus cf. roseopunctatus		8	
	Hypostomus commersonii		1	
	Hypostomus isbrueckeri	2		1
	Hypostomus luteomaculatus	2		
	Hypostomus regani			1
	Hypostomus roseopunctatus	5	7	21
	Hypostomus uruguayensis		3	
	Loricariichthys anus	2		
	Paraloricaria vetula	8	3	2
	Pimelodidae			
	Iheringichthys labrosus	64	106	26
	Megalonema platanum	4		3
	Parapimelodus valenciennis	1		1
	Pimelodus absconditus		1	
	Pimelodus albicans			1
	Pimelodus atrobrunneus		1	
	Pimelodus maculatus	6	9	3
	Pseudopimelodidae			
	Pseudopimelodus mangurus	1		2
SYNBRANCHIFORMES				
	Synbranchidae			
	Synbranchus marmoratus	6	1	1

Os valores obtidos para os índices de diversidade expressaram valores similares. Em relação ao esforço amostral o índice de diversidade de Shannon expressou valores elevados para cada ponto verificado, sendo o maior valor para Alecrim (H’ = 2,71) e o menor para Esperança do Sul (H’ = 2,63). O índice de diversidade de Simpson aponta para uma diversidade elevada, registrando o maior valor para o ponto de São Borja (0,89) e o menor valor para Esperança do Sul (0,83), apontando para uma baixa dominância, onde o maior valor registrado foi para o ponto de Esperança do Sul (0,17) e o menor valor para o ponto de São Borja (0,11) (Tabela 2). O índice de Jaccard, demonstra uma similaridade entre os pontos, ocorrendo uma maior afinidade entre os pontos de São Borja e Alecrim (Figura 2).

Tabela 2 - Índices de diversidade, dominância e equitabilidade dos pontos amostrais no período de maio de 2016 a março de 2017, trecho superior do médio rio Uruguai.

Índices de diversidade	*Alecrim*	*Esperança do Sul*	*São Borja*
Dominance_D	*0,14*	*0,17*	*0,11*
Simpson_1-D	*0,86*	*0,83*	*0,89*
Shannon_H'	*2,71*	*2,63*	*2,65*
Equitability_J	*0,78*	*0,73*	*0,77*

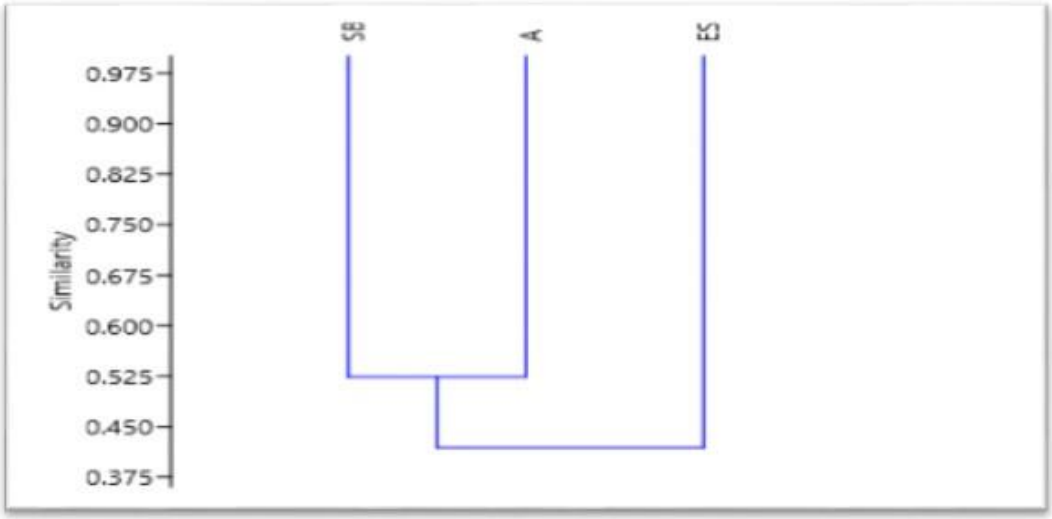


Figura 3 - Índice de similaridade de Jaccard efetuado entre os pontos amostrais no período de maio de 2016 a março de 2017, trecho superior do médio Uruguai. A (Alecrim), ES (Esperança do Sul) e SB (São Borja).

DISCUSSÃO

O predomínio de Siluriformes e Characiformes encontrados no presente estudo está de acordo com os estudos feitos em outras bacias sul-americanas (LOWE-MCCONNELL, 1999; CASTRO, 1999), sendo estas as ordens de maior representatividade na ictiofauna de sistemas fluviais sul-americanos (LOWE-MCCONNELL, 1999).

Para a bacia do rio Uruguai foram descritas 150 espécies de peixes (DI PERSIA e NEIFF, 1986). Ham e Camara (2000), obtiveram 251 espécies em uma breve revisão para toda a bacia do Uruguai. Segundo a FEPAM (2007), através da revisão de dados secundários estima-se uma riqueza para bacia do rio Uruguai de 197 espécies, desta forma o incremento do esforço amostral deste trabalho poderá contribuir através da avaliação dos índices de diversidade, visto que este estudo expressou até o momento 27,9% da riqueza da bacia.

O índice de diversidade de Shannon apontou valores elevados de diversidade entre os pontos amostrais, onde verificou-se baixa dominância, sendo assim, esses resultados indicam um equilíbrio na distribuição das espécies ao longo deste gradiente. Vale salientar que o trecho superior do médio Uruguai encontra-se preservado, não apresentando barramentos,

resultando em uma série de fatores satisfatórios, tais como a diversidade de habitats, disponibilidade de alimentos, apresentando trechos lóticos em sua extensão natural o que permite a presença de diferentes espécies migradoras de longa distância tais como o dourado, a piava, o grumatã entre outras. Essa região pode também ser importante para a reprodução de espécies em perigo de extinção, segundo Reynalte-Tataje et al. (2017) a região entre os municípios de Alecrim (RS) e São Borja (RS), apresenta importância no ciclo de vida do surubim-pintado (*Pseudoplatystoma corruscans)*, onde a presença de larvas desta espécie nos primeiros estágios de desenvolvimento permite concluir que a desova e deriva das larvas acontece no trecho superior do Médio rio Uruguai, com ambientes lóticos e áreas de planície de inundação, possibilitando que esta espécie migradora consiga completar seu ciclo de vida e manter o recrutamento anual das formas jovens.

Atualmente os maiores rios da América do Sul encontram-se profundamente regulados por barragens de hidrelétricas (AGOSTINHO et al., 2016), um contexto que tem provocado perda significativa da biodiversidade (PETRERE-JR, 1996). A bacia do Médio rio Uruguai é um caso raro de trecho da bacia do Prata que ainda não apresenta barramentos na maior parte de seu trecho, isso tem possibilitado a manutenção de uma elevada diversidade da ictiofauna e a presença de espécies migradoras de grande porte como verificadas neste estudo e normalmente ausentes em outros trechos da bacia. Entretanto, existe pressão para a construção de empreendimentos hidrelétricos neste trecho do rio Uruguai, caso sejam construídos os barramentos a região poderá ter perdas desta biodiversidade, principalmente de suas espécies migradoras.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O contexto do Médio Uruguai é de extrema relevância se considerarmos que as espécies de peixes migradores, se encontra em franco declínio na bacia do Prata. O presente estudo mostra que a presença de um extenso trecho de rio não fragmentando, como o médio rio Uruguai, com ambientes lóticos e áreas de planície de inundação, está possibilitando uma elevada biodiversidade e manutenção de espécies migradoras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, B.N.; TEJERINA-GARRO, L.F. Composição e diversidade em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, vol. 24, p. 981-990, 2007.

ARAÚJO, B.N.; TEJERINA-GARRO, L.F. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**. Vol. 7, p. 31-38. 2009.

CASTRO, R.M.C. Evolução da ictiofauna de riachos sul americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In Ecologia de peixes de riachos (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni; P.R. Peres-Neto, eds.). **Ecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, p.139-155. 1999.

FEPAM, http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/hidreletrico_uruguai/arquivos/pg12.html. 2007.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; Relações entre diversidade íctia e fatores hidrodinâmicos de um riacho do rio Uruguai. **Biota Neotropica**, vol. 9, p. 47-53, 2009.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. EdUSP, São Paulo. 1999.

LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. Wiley-Interscience, New York. 1988.

MAGURRAN, A.E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. Princeton University Press - 179 pp. 1988.

VANOTTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continun concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. Vol. 37, p. 130-137. 1980.

VIANA, D. et al. Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, 2013.

A PRESENÇA DE *Hovenia dulcis* NA VEGETAÇÃO RIPÁRIA ALTERA A DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA EM RIACHOS SUBTROPICAIS

Lucas E. Fontana[1]
Rozane M. Restello[1]
Luiz U. Hepp[1]

RESUMO

A matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia para os riachos de pequena ordem, onde o sombreamento gerado pela vegetação ripária limita a produtividade primária. Desta forma, a matéria orgânica alóctone é fundamental para a ciclagem de nutrientes e manutenção de comunidades aquáticas. O efeito de espécies exóticas sobre as espécies nativas e sobre o funcionamento dos ecossistemas é um dos principais temas em Ecologia nos últimos anos. A espécie *Hovenia dulcis* possui ampla distribuição nos remanescentes florestais nativos e elevada capacidade de invasão e dispersão. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da presença de *H. dulcis* sobre a dinâmica de matéria orgânica em riachos subtropicais. Este estudo foi desenvolvido em uma Unidade de Conservação do norte do Rio Grande do Sul/Brasil. Foram selecionados riachos (<3ªordem) com diferentes densidades de *H. dulcis* na zona ripária. Em cada riacho, o material orgânico foi coletado com baldes suspensos sobre o leito dos riachos. Em cada riacho foram distribuídos 45 baldes, divididos em 3 trechos. Mensalmente, durante um ano, todo o material vegetal armazenado nos baldes foi recolhido individualmente, seco, identificado e pesado. O aporte de matéria orgânica de origem nativa foi maior no inverno e na primavera ($F_{(3;96)}=4,5$; $p=0,004$) enquanto o aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* foi maior no verão e no outono ($F_{(3;96)}=21,1$; $p<0,001$). Embora o aporte de matéria orgânica nativa tenha sido maior na primavera e no inverno, apresentou valores de aporte relativamente constantes durante o ano e maiores que *H. dulcis*. Por outro lado, embora *H. dulcis* tenha apresentado maior aporte de matéria orgânica durante o verão e o outono, o aporte de matéria orgânica gerado pela espécie foi inferior nas demais estações do ano. Claramente, o aporte de matéria orgânica nos riachos esteve relacionado ao período de senescência foliar da vegetação ripária (espécies nativas e *H. dulcis*). Nossos resultados sugerem que a substituição da vegetação nativa, devido a invasão de espécies exóticas, pode resultar na alteração da dinâmica de matéria orgânica nestes riachos, alterando a cadeia trófica e as comunidades aquáticas, além da ciclagem de nutrientes nestes ecossistemas.

Palavras Chave: Matéria Orgânica Alóctone. Espécies Exóticas. Funcionamento de Riachos. Ciclagem de Nutrientes. Senescência Foliar.

INTRODUÇÃO

O funcionamento dos ecossistemas lóticos está intimamente relacionado à dinâmica de matéria orgânica originada da vegetação ripária (TUNDISI e TUNDISI, 2010, GONÇALVES e CALLISTO, 2013; GONÇALVES et al., 2014). O aporte de matéria orgânica é influenciado por uma série de fatores, tais como, estrutura e composição da vegetação ripária (diferentes períodos de senescência foliar) (GONÇALVES et al., 2014; CAPELESSO et al., 2016) índices de pluviosidade (DICK et al., 2015) e sazonalidade (GONÇALVES e CALLISTO, 2013).

[1] Programa de Pós-Graduação - Mestrado em Ecologia, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim), Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, Rio Grande do Sul, Brasil. lucaseugenio.fontana@yahoo.com.br.

Em riachos de pequenas ordens (<3ª ordem), embora exista considerável índice de produtividade primária (NERES-LIMA et al., 2017), a matéria orgânica alóctone proveniente da vegetação ripária é a principal fonte de energia para esses riachos onde o sombreamento limita a produtividade primária (VANOTTE et al., 1980). A entrada de matéria orgânica nestes riachos é representada por folhas (ca. de 70%), frutos, galhos e restos vegetais originadas da vegetação ripária (GONÇALVES e CALLISTO, 2013; NIYOGI et al., 2013). O aporte destes detritos é fundamental para a manutenção das comunidades biológicas (GONÇALVES et al., 2014), pois é fonte alimentar (KÖNIG et al., 2014) ou abrigo para invertebrados bentônicos (LI e DUDGEON, 2008; MORETTI et al., 2009).

Entender o efeito das espécies exóticas sobre o funcionamento dos ecossistemas é um dos principais temas em Ecologia nos últimos anos (SUTHERLAND et al., 2013). No Brasil, a espécie *Hovenia dulcis* Thunberg é considerada exótica e invasora (PADILHA et al., 2015). Esta espécie arbórea possui ampla distribuição nos remanescentes florestais nativos (DECHOUM et al., 2015; PADILHA, et al., 2015).

Estudos realizados em clima subtropical de Mata Atlântica demonstram que a senescência foliar é maior nos meses que compreendem o final do inverno e primavera (TURCHETTO e FORTES, 2014; DICK et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016). Por outro lado, *H. dulcis* apresenta período de senescência foliar nos meses de outono (SCHUMACHER et al., 2008). O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da presença de *H. dulcis* sobre a dinâmica de matéria orgânica em riachos subtropicais. Acreditamos que o maior aporte de matéria orgânica de origem nativa nos riachos irá ocorrer durante a primavera, enquanto que o maior aporte de folhas de *H. dulcis* irá ocorrer no outono.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS), em Marcelino Ramos/RS (Figura 1). A região do PTS tem clima classificado como subtropical úmido (classificação de Köppen), com temperatura média anual de 18,7°C e precipitação média de 1700 mm (SOCIOAMBIENTAL, 2012). O PTS está inserido no domínio Mata Atlântica, em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta com Araucária (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015). Estudos recentemente realizados (PADILHA et al., 2015; PINTO, 2016), bem como o próprio Plano de Manejo (SOCIOAMBIENTAL, 2012) sustentam a ocorrência de *H. dulcis* na área de abrangência do PTS.

Dentro da área do PTS foram selecionados riachos (PM, BO e SC) (<3ªordem) com diferentes densidades de *H. dulcis* na zona ripária (PINTO, 2015) para a quantificação do aporte de matéria orgânica alóctone durante um ano (Figura 1). Em cada um dos riachos, foram definidos 3 trechos distantes cerca de 10-20 m entre si. O aporte de matéria orgânica vegetal foi coletado com baldes suspensos a cerca de 1 m do leito dos riachos. Em cada trecho foram suspensos 15 baldes (área de 0,04 m²/balde) organizados em três linhas de cinco baldes, totalizando 45 baldes por riacho. Mensalmente, durante um ano, todo o material vegetal armazenado nos baldes foi recolhido individualmente, acondicionado e levado ao laboratório para secagem (40±5ºC/72 h), identificação e pesagem. Do material vegetal coletado foram consideradas todas as frações de matéria orgânica. O material vegetal proveniente de *H. dulcis* foi identificado e pesado separadamente, enquanto o material vegetal das demais espécies nativas foram contabilizadas de maneira conjunta. O presente estudo tem autorização para coleta no PTS via processo no SisBio através de uma Autorização para Atividades com Finalidade Científica (Nº 53164-1).

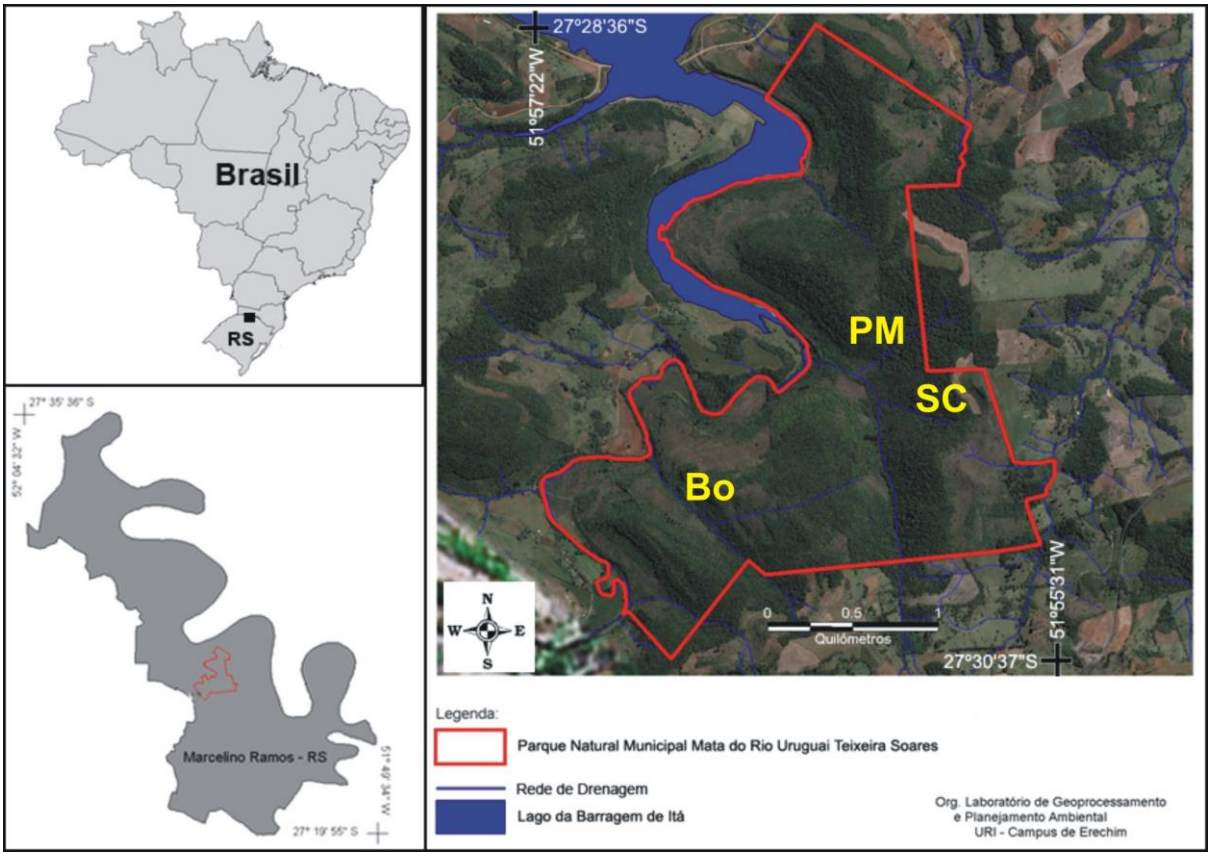


Figura 1. Localização geográfica do Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares e dos três riachos estudados.
Fonte: Laboratório de Geoprocessamento e Planejamento Ambiental - URI- Erechim (2016)

Para analisar os dados utilizamos uma análise de variância de dois fatores (*two way* ANOVA) onde avaliamos se os aportes de matéria orgânica variaram entre os riachos e entre as estações do ano. As análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2017). Para o agrupamento dos meses nas estações, consideramos que a estação de verão compreende os meses de janeiro, fevereiro e março, o outono os meses de abril, maio e junho, o inverno os meses de julho, agosto e setembro e a primavera os meses de outubro, novembro e dezembro.

RESULTADOS

O aporte de matéria orgânica nativo diferiu entre as estações ($F_{(3;96)}$=4,6; p=0,004), diferindo entre outono e inverno (p=0,02) e entre verão e inverno (p=0,01) (Figura 2). O maior aporte de matéria orgânica nativa ocorreu no inverno (55,48±11,52 g/m^2) e também na primavera (46,25±10,05 g/m^2) (Figura 2). De forma semelhante, o aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* diferiu entre as estações ($F_{(3;96)}$=21,2; p<0,001) (Figura 2). Houve variação do aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* entre outono e primavera (p<0,001), verão e inverno (p<0,001), inverno e outono (p<0,001) e verão e primavera (p<0,001) (Figura 2). As estações outono (46,76±25,50 g/m^2) e verão (28,12±15,03 g/m^2) apresentaram aportes de matéria orgânica proveniente de *H. dulcis* substancialmente superiores se comparado às estações inverno (2,03±0,99g/m^2) e primavera (2,04±1,09g/m^2) (Figura 2).

O aporte de matéria orgânica nativo variou entre os riachos estudados ($F_{(2;96)}$=10,9; p<0,001) diferindo os riachos SC e BO (p=0,011) e SC e PM (p<0,001) (Figura 2). O aporte nativo foi superior nos riachos PM (55,92±7,32 g/m^2) (Figura 2A) e BO 48,34±5,57 g/m^2 (Figura 2B) se comparado ao riacho SC (31,99±5,29 g/m^2) (Figura 2C). O aporte de matéria orgânica proveniente de *H. dulcis* também apresentou variação entre os riachos estudados ($F_{(2;96)}$=22,1; p<0,001), sendo diferentes os riachos PM e BO (p<0,001) e PM e SC (p<0,001) (Figura 2). Os maiores aportes ocorreram nos riachos SC (37,18±21,86 g/m^2) (Figura 2C) e BO (20,37±10,33 g/m^2) (Figura 2B) sendo superiores ao aporte do riacho PM (1,67 ± 0,93 g/m^2) (Figura 2A).

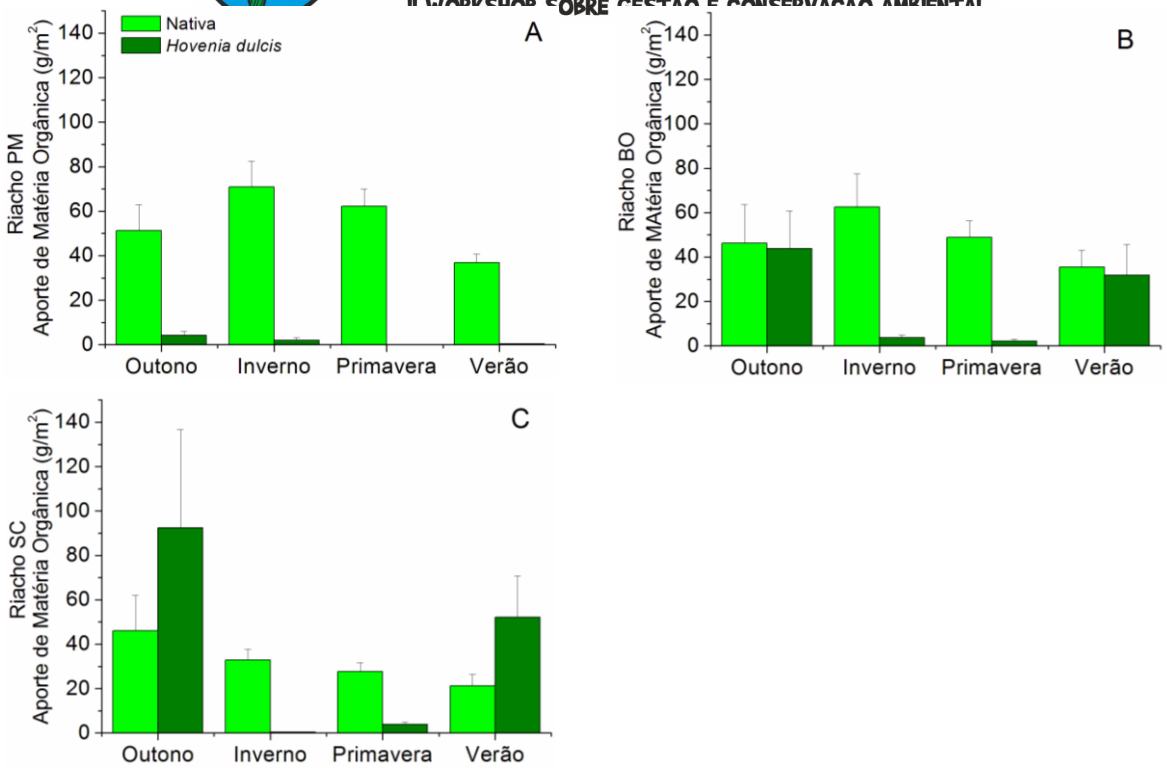


Figura 2. Dinâmica de matéria orgânica (média±erro padrão) de espécies nativas e de *Hovenia dulcis* nos três riachos subtropicais estudados. (A) Riacho PM; (B) Riacho BO e (C) Riacho SC.

DISCUSSÃO

Houve maior entrada de matéria orgânica nativa na primavera e inverno e maior aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* durante o outono e verão. Esses resultados corroboram nossa hipótese inicial. A variação do aporte de matéria orgânica nativo é explicada pelo período de senescência foliar das espécies que compõem a vegetação ripária, corroborando outro estudo realizado em clima subtropical (CAPELESSO et al., 2016). Adicionalmente, em regiões de clima subtropical, as estações do ano são bem definidas e o regime pluviométrico é, relativamente, bem distribuído durante o ano, sendo levemente superior no início da primavera elevando a queda de folhas (DICK et al., 2015). Além disso, a senescência foliar é maior no final do inverno, quando ocorre uma estagnação no crescimento vegetal e as folhas antigas são eliminadas visando o aparecimento de novas folhas (TURCHETTO e FORTES, 2014). Por outro lado, o período de senescência foliar de *H. dulcis* é específico, ocorrendo durante o outono (SCHUMACHER et al., 2008). Isso explica o maior aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* nesta estação em todos os riachos estudados. Chama atenção o aporte elevado de *H. dulcis* no verão. Inferimos que esse aporte pode estar relacionado à pluviosidade corroborando resultados observados por Dick et al. (2015) em riachos subtropicais, onde a pluviosidade foi um fator importante para a senescência foliar.

O aporte de matéria orgânica nativo e de *H. dulcis* diferiram também entre os riachos estudados. Isso é explicado pela densidade de *H. dulcis* na vegetação ripária de cada um dos riachos. O riacho PM é o que apresenta a menor densidade de *H. dulcis* na zona ripária, enquanto o riacho SC é o que apresenta maior densidade de *H. dulcis* na zona ripária. Com isso, é possível entender o maior aporte de matéria orgânica nativa no riacho PM e BO e o maior aporte de matéria orgânica de *H. dulcis* nos riachos SC e BO.

Comparativamente, o aporte de matéria orgânica nativo, embora seja maior na primavera e no inverno, apresenta valores relativamente constantes e maiores que *H. dulcis* durante o período estudado. Por outro lado, embora apresente considerável aporte de matéria orgânica durante os meses de outono e verão, *H. dulcis* tem contribuição baixa no aporte de matéria orgânica nas demais estações do ano. Isso pode representar escassez de recursos vegetais nos riachos durante as estações onde *H. dulcis* apresenta baixo aporte de matéria orgânica. Estes resultados sustentam que a dinâmica de matéria orgânica depende da composição e estrutura da vegetação ripária corroborando os estudos de Gonçalves et al. (2014) e Capelesso et al. (2016).

Nossos resultados sugerem que a substituição da vegetação ripária por espécies exóticas pode alterar substancialmente a dinâmica de matéria orgânica nos riachos subtropicais. Com isso, espera-se uma alteração da cadeia trófica e também das comunidades aquáticas refletindo diretamente sobre a ciclagem de nutrientes nestes ecossistemas. Enquanto o aporte de matéria orgânico nativo é relativamente constante ao longo do ano, o aporte de *H. dulcis* ocorre em um período específico de senescência foliar (outono) representando escassez de recursos nas demais estações do ano.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares pelo auxílio durante as atividades de campo e também à toda a equipe do Laboratório de Biomonitoramento pelo auxílio durante as atividades de campo e coletas. LEF agradece a concessão de bolsa (CAPES-PROSUP) vinculado ao Programa de Pós-Graduação - Mestrado em Ecologia da URI-Erechim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAPELLESSO, E. S.; SCROVONSKI, K. L.; ZANIN, E. M.; HEPP, L. U.; BAYER, C.; SAUSEN, T. L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter–soil interactions. **Acta Botanica Brasilica** - Julho/Setembro, 2016.

DECHOUM , M. S.; CASTELLANI, T. T.; ZALBA, S. M.; REJMÁNEK, M.; PERONI, N.; TAMASHIRO, J. Y. Community structure, succession and invisibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Biological Invasions**.v.17, p. 1697–1712, 2015.

DICK, G.; D'ÁVILA, M. SCHUMACHER, M. V. Produção de serapilheira em fragmento de Floresta Estacional Subtropical na região norte do Rio Grande do Sul. **Ecologia e Nutrição Florestal.** v.3,p.01-08, 2015.

GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brazil. **Aquatic Botany** v. 109, p. 8 – 13. 2013.

GONÇALVES, J. F.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B. M. P.; COUCEIRO, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Org.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora do INPA, Manaus. p.389-416. 2014.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low - and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. Limnologica. v. 45, p. 61- 68, 2014.

LI, A.O.Y.; DUDGEON, D. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. Freshwater Biology. v. 53, p. 2011–2025, 2008.

MORETTI, M.; LOYOLA, R.; BECKER, B.; CALLISTO, M. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by Phylloicus sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). Hydrobiologia. v. 630, p. 199–206, 2009.

NERES-LIMA, V., MACHADO-SILVA, F., BAPTISTA, D. F., OLIVEIRA, R., ANDRADE, P. M., OLIVEIRA, A. F., SASADA-SATO, C. Y., SILVA-JÚNIOR, E. F., FEIJÓ-LIMA, R., ANGELINI, R., CAMARGO, P. B. MOULTON, T. P. Allochthonous and Autochthonous Carbon Flows in Food Webs of Tropical Forest Streams. Freshwater Biology. v. 62, n. 6, p. 1012-1023, 2017.

NIYOGI, D. K.; HARDING, J. S.; SIMON, K. S. Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. Ecological Indicators. v. 24, p.510–517. 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Deving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. Journal of Plant Ecology. v. 6, p. 1-23, 2015.

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J. C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis.* **Biodiversity Conservation**. v.24, p. 2293–2304, 2015.

PINTO, D. C. Mapeamento do Uso e Cobertura da Terra e Índice de Vegetação NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) em uma Unidade de Conservação no Sul do Brasil. **Trabalho de Conclusão de Curso**. Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim. 2015.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: http://www.R-project.org. Acesso em 12 jul. 2017.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; ILLANA, V. B.; DISSIUTA, S. I.; AGNE, T. L. Biomassa e Nutrientes em um Povoamento de *Hovenia Dulcis* Thunb., Plantado na FEPAGRO Florestas, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 27-37, jan.-mar., 2008.

SOCIOAMBIENTAL. **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (Marcelino Ramos/ RS)**. Florianópolis/SC, janeiro de 2012.

SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R.; BENTON, T.; CAMERON, D. D.; CARMEL, Y.; COOMES, D. A.; COULSON, T.; EMMERSON, M. C.; HAILS, R. S.; HAYS, G. C.; HODGSON, D. J.; HUTCHINGS, M. J.; JOHNSON, D.; JONES, J. P. G.; KEELING, M. J.; KOKKO, H.; KUNIN, W. E.; LAMBIN, X.; LEWIS, O. T.; MALHI, Y.; MIESZKOWSKA, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; NORRIS, K.; PHILLIMORE, A. B.; PURVES, D. W.; REID, J. M.; REUMAN, D. C.; THOMPSON, K.; TRAVIS, J. M. J.; TURNBULL, L. A.; WARDLE, D. A.; WIEGAND, T. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**. v.101, p.58–67, 2013.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M**.** Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**. v. 10, n. 4, 2010.

TURCHETTO, F.; FORTES, F. O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidual na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira.** v. 34, p. 391-397, 2014

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**. v. 137, p. 130-137, 1980.

.

USO E COBERTURA DA TERRA E DECLIVIDADE NA REGIÃO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

Ivan L. Rovani[1]
Marciana Brandalise[2]
Jéssica A. Prandel2[2]
Jéssica C. Backes[3]
Franciele R. de Quadros[2]
Elisabete M. Zanin[2]
Vanderlei S. Decian[2]
José E. Dos Santos[4]

RESUMO

A relação entre uso e cobertura da terra e declividade é importante para compreender a estrutura e configuração das paisagens, as inferências humanas, bem como, orientar o futuro planejamento ambiental destas áreas. Este estudo teve como objetivo avaliar a relação entre os dados de uso e cobertura da terra e declividade, para o ano de 2016, na Região Norte do Rio Grande do Sul. Foi realizado o mapeamento e classificação da declividade e do uso e cobertura da terra e efetuado análise combinada destes dados (cross tabulation). A região possui área de 591.600,00 hectares, sendo 41,41% desse total ocupado pela classe de declividade 12---|30%, considerado como relevo ondulado. Cerca de 40% da região apresenta relevo plano a suave-ondulado, sem grandes restrições quanto ao uso da terra. Em 18,17% da paisagem ocorrem áreas com relevo declivoso a fortemente declivoso. Na região 9,22% do total é caracterizado por conflitos ambientais de uso, sendo que estas áreas devem ser destinadas a conservação ou preservação permanente. O constante processo de modificação na paisagem proporcionou a ocorrência de dois cenários para a região (porção norte e sul). A porção norte (municípios) com características de relevo ondulado a fortemente declivoso, apresenta maior quantidade de vegetação nativa e pastagem em relação à porção sul. A porção sul (municípios) apresenta predominância de usos agrícolas, caracterizada por áreas planas a onduladas, devido principalmente ao relevo favorecer o desenvolvimento da agricultura mecanizada.

Palavras-chave: Paisagem. Relevo. Municípios. Geoprocessamento. Planejamento ambiental.

INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e cobertura da terra alteram as propriedades estruturais e funcionais das paisagens Metzger (2001), Parcerisas et al. (2012) e quando provocadas pelo homem resultam em modificações e degradação do ambiente natural (SCHIRMER, 2013). Neste contexto, estudos das mudanças do uso e cobertura da terra apresentam como propósito a compreensão das alterações que ocorrem na paisagem, seus impactos e consequências à sociedade (TURNER II et al., 2007; TURNER II, 2009).

[1] Doutorando em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos - UFSCar - Departamento de Hidrobiologia – LAPA, Rodovia Washington Luiz, Km 235, São Carlos, SP, ivanrovani@yahoo.com.br
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI - Erechim, RS, Departamento de Ciências Biológicas.
[3] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI - Erechim, RS, Departamento de Ciências Agrárias.
[4] Universidade Federal de São Carlos - UFSCar - São Carlos, SP, Departamento de Hidrobiologia.

O uso desordenado da terra e o desenvolvimento de práticas agrícolas inadequadas afetam a qualidade do ambiente e consequentemente das terras exploradas, dificultando ações de gestão ambiental e conservação dos recursos naturais (BARTON et al., 2010). Estas interferências provocadas pelo homem interagem, dependem do meio físico e mostram que existe relação entre as declividades e o uso e cobertura da terra (HADLICH, 2006). A declividade é definida a partir da inclinação do terreno em relação ao terreno plano Florenzano (2008) e mostra-se um dos parâmetros geomorfológicos mais importantes, quando utilizada para avaliar os padrões de uso e cobertura da terra (MACIEL FILHO, 1990).

A configuração da declividade influencia na concentração, dispersão e velocidade do escoamento superficial, atuando diretamente sobre o transporte de partículas no solo Lepsch (2002), ou seja, quanto maior a declividade do terreno, mais susceptível a erosão hídrica, gerando restrições quanto ao uso da terra para atividades humanas (FONSECA e MATIAS, 2014). Neste sentido, este estudo teve como objetivo avaliar a relação entre os dados de declividade e uso e cobertura da terra, para o ano de 2016, na Região Norte do Rio Grande do Sul, destacando a atual condição e configuração da paisagem, na perspectiva de orientar o futuro planejamento ambiental desta área.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Compreende a Região Norte do Rio Grande do Sul, composta por 31 municípios, entre as coordenadas geográficas 27º12’59” a 28º00’47”S e 51º49’34” a 52º48’12”O (Figura 1). Possui área de 591.600,00 ha, com altitudes que variam entre 400 m a 800 m. Conforme a classificação de Köppen o clima é caracterizado como Cfa e denominado subtropical (NIMER, 1990). A vegetação é caracterizada por uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista sob o domínio da Mata Atlântica (IBGE, 2012).

Procedimentos Metodológicos

a) Coleta de dados orbitais e processamento digital: Foi utilizada uma cena do satélite Landsat 8, sensor OLI, órbita/ponto 222/079, correspondente ao ano de 2016 e realizado o tratamento digital (cor, brilho e contraste), composição colorida e georreferenciamento, utilizando o *software* IDRISI Selva.

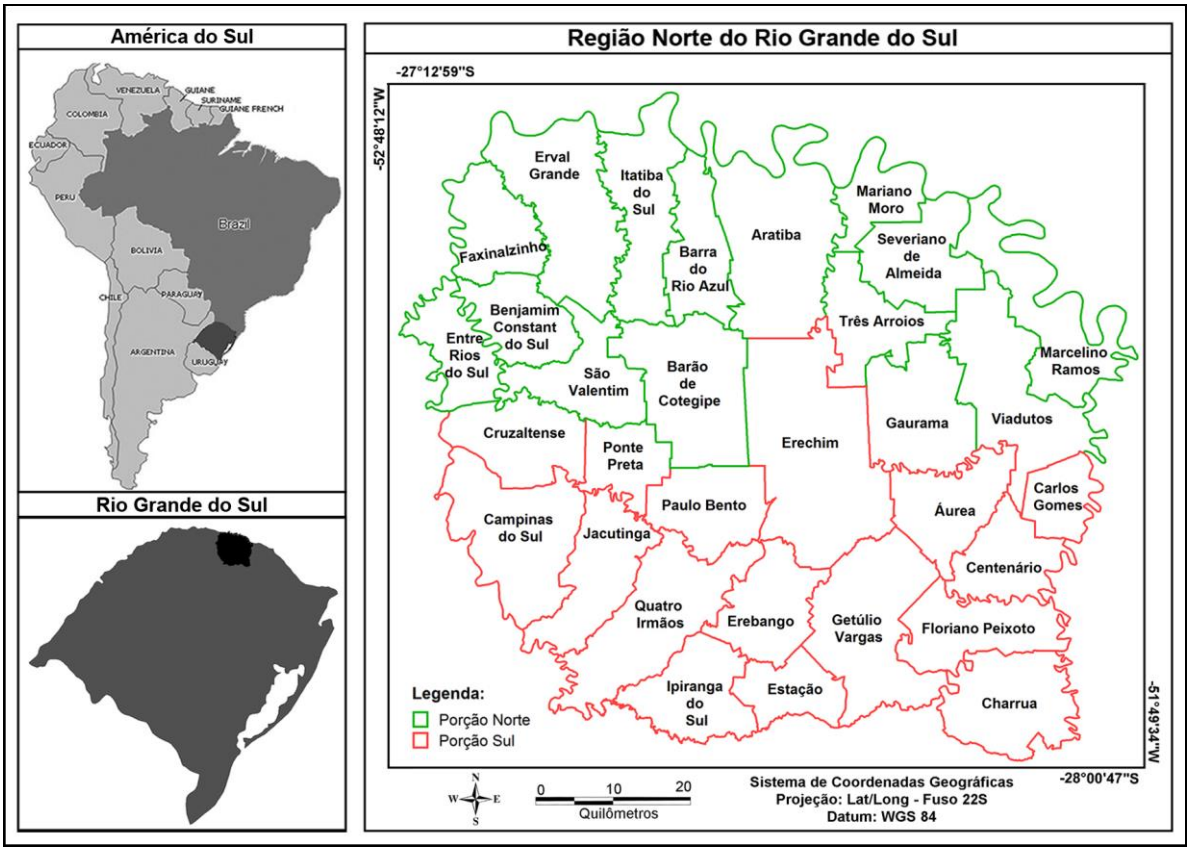


Figura 1 - Localização e limites municipais (porção norte e sul) da Região Norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

b) Uso e cobertura da terra: Classificação supervisionada por meio do método de Máxima Verossimilhança (MaxVer), acurácia a partir do coeficiente de Kappa, utilizando o *software* IDRISI Selva. A categorização do uso e cobertura da terra foi adaptada da classificação sistemática do Manual Técnico de Uso da Terra, proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013) (Quadro 1).

Quadro 1- Classes de uso e cobertura da terra da Região Norte do Rio Grande do Sul. Adaptado de IBGE, 2013.

Ambientes	Classes	Descrição
Usos antrópicos	Área urbanizada	Áreas de uso intensivo, com adensamento urbano, infraestruturas rurais, industriais e comerciais.
	Agricultura	Áreas de cultivo, principalmente de *Glycine max L.* (soja), *Zea mays* (milho), *Triticum spp.* L. (trigo), *Citrus sinensis L.* (citros) e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. (erva-mate).
	Pastagem	Área com predomínio de vegetação herbácea (exótica), utilizada para pecuária extensiva.
	Silvicultura	Áreas de cultivo homogêneo, principalmente de *Eucalyptus spp.* e *Pinus spp.*
	Solo exposto	Áreas sem cobertura florestal ou em pousio.
Usos naturais	Área úmida	Áreas conhecidas como banhados, zonas de transição terrestre-aquáticas.
	Lâmina d'água	Rios, canais, represas e açudes.
	Vegetação nativa	Áreas com predomínio de vegetação arbustiva/arbórea nativa.

c) Declividade: Utilizando o *software* IDRISI Selva e as curvas de nível oriundas da base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul com escala de 1:50.0000, organizada por Hasenack e Weber (2010), foi gerado o Modelo Numérico de Terreno (MNT-TIN Interpolation), aplicando o método de Krigagem e classificação proposta por Herz e De Biasi (1989) e De Biasi (1992) (Quadro 2).

Quadro 2- Classes de declividades da Região Norte do Rio Grande do Sul. Adaptado de Herz e De Biasi (1989) e De Biasi (1992).

Classes (%)	Descrição
0---|5	Relevo plano: Estabelece o limite máximo urbano industrial e no meio rural compreende terras cultiváveis com problemas simples de conservação do solo, sem maiores preocupações com erosão.
5---|12	Relevo suave-ondulado: Estabelece o limite máximo para mecanização agrícola. Nestas áreas pode ser usado maquinário agrícola no cultivo e preparo do solo, mas com algumas precauções com o preparo e plantio do solo em nível, controle do fogo em resíduos de culturas entre outros.
12---|30	Relevo ondulado: Estabelece o limite máximo para urbanização sem restrições, sendo estas áreas protegidas pela Lei Lehman (6.766/79 BR). É permitido o cultivo apenas com equipamentos a tração animal ou tratores esteira devido à inclinação das vertentes.
30---|47	Relevo declivoso: Estabelece como limite máximo de corte raso da vegetação, a partir do qual a exploração só será permitida se sustentada por cobertura de florestas.
Superior a 47	Relevo fortemente declivoso: Não é permitida a derrubada de florestas, só sendo tolerada a extração de toros, quando em regime de utilização racional, que vise a rendimentos permanentes. Áreas destinadas a preservação permanente.

d) Classificação combinada e banco de dados: Para a classificação combinada dos dados de declividade *versus* uso e cobertura da terra, foi utilizado o módulo Cross Tabulation do *software* Idrisi Selva (EASTMAN, 2012). Para geração do banco de dados digital foi utilizado o *software* MapInfo Professional 8.5.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A declividade é um fator fundamental quando se trata da distribuição de vegetação nativa na paisagem, onde maiores declividades concentram ecossistemas que são considerados prioritários a conservação da biodiversidade. Neste sentido, é possível verificar que nas classes de maiores declividades a cobertura da terra por vegetação nativa é a mais representativa. A região possui área de 591.600,00 ha, onde 41,41% correspondem à classe de declividade 12---|30%; 22,50% classe 5---|12%; 17,92% classe 0---|5%; 12,78% classe 30---|47% e 5,39% para a classe superior a 47%.

A Região Norte do Rio Grande do Sul apresenta um processo constante de modificação na paisagem. Os resultados deste estudo mostram que os maiores percentuais de uso e cobertura da terra estão diretamente relacionados aos usos antrópicos, que contemplam as

classes de agricultura, solo exposto, silvicultura, pastagem e áreas urbanizadas. No entanto, o percentual de vegetação nativa (25,41%) apresenta um papel importante na redução dos impactos provocados pela interferência humana e reflete de forma positiva sobre a sustentabilidade ambiental da região (Tabela 1).

Tabela 1 - Análise combinada dos dados de uso e cobertura da terra e declividade da Região Norte do Rio Grande do Sul, RS para o ano de 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	**Classes de declividade**										
	0---|5%		**5---|12%**		**12---|30%**		**30---|47%**		**Superior a 47%**		
	ha	**%**	**ha**	**%**	**ha**	**%**	**ha**	**%**	**ha**	**%**	**Total**
Área urbanizada	2.454,86	0,41	2.847,49	0,48	2.041,37	0,35	121,99	0,02	75,84	0,01	7.541,55
Agricultura	41.994,36	7,10	64.311,59	10,87	69.295,12	11,71	10.840,47	1,83	4.152,05	0,70	190.593,59
Pastagem	7.114,49	1,20	10.665,40	1,80	41.384,51	7,00	16.750,08	2,83	5.652,27	0,96	81.566,75
Silvicultura	11.86,07	0,20	1.671,83	0,28	5.771,56	0,98	2.582,62	0,44	1.042,20	0,18	12.254,28
Solo exposto	24.878,74	4,21	32.664,69	5,52	57.223,42	9,67	12.578,86	2,13	3.349,88	0,57	130.695,59
Área úmida	1.202,52	0,20	1.098,11	0,19	1.128,03	0,19	190,70	0,03	61,88	0,01	3.681,24
Lâmina d'água	9.350,82	1,58	1.174,68	0,20	2.892,96	0,49	952,33	0,16	519,38	0,09	14.890,18
Vegetação nativa	17.803,80	3,01	18.680,23	3,16	65.248,65	11,03	31.617,94	5,34	17.026,55	2,88	150.377,17
Total	**105.985,66**	17,92	**133.114,02**	22,50	**244.985,62**	41,41	**75.634,99**	12,78	**31.880,06**	5,39	**591.600,00**

A partir dos resultados deste estudo, foi possível identificar duas porções (norte e sul) para a região. A porção norte, com características de relevo ondulado a fortemente declivoso, apresenta maior quantidade de vegetação nativa e pastagem em relação ao restante da região. Por sua vez, a porção sul caracterizada por áreas planas a onduladas, evidencia usos agrícolas predominantes, devido ao relevo favorecer o desenvolvimento da agricultura mecanizada.

Por meio da análise combinada dos dados de declividade e uso e cobertura da terra para o ano de 2016, as classes de declividade 0---|5% e 5---|12% totalizaram 31,18% em usos agropecuários (agricultura, pastagem, silvicultura e solo exposto) para a região. As áreas naturais (áreas úmidas, lâmina d'água e vegetação nativa) totalizaram 8,34% da região, para as mesmas classes de declividade citadas anteriormente. Estas classes são caracterizadas por apresentar a maior quantidade de usos agropecuários, distribuídos heterogeneamente na região. A adoção de práticas conservacionistas simples é suficiente para o uso agropecuário nestas classes de declividade (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995). Sendo que, os aclives/declives nessas classes não prejudicam o uso de máquinas agrícola (MACIA, 2009).

Para a classe de declividade 12---|30% que compreende o limite máximo para a urbanização e definido pela Lei Lehman (6.766/79 BR), as áreas agropecuárias apresentaram 29,35% e as áreas urbanas 0,35% do total da região. Esta classe apresentou o maior percentual (11,03%) para vegetação nativa e (11,71%) para agricultura na região, em relação

às demais classes de declividade. Nestas áreas, devem ser respeitados os limites para as ocupações urbanas residenciais e para as atividades agrícolas com o uso de máquinas adequadas à inclinação do terreno (FONSECA e MATIAS, 2014). Estas áreas estão sujeitas ao processo de erosão, evidenciando maior cuidado e necessidade de práticas conservacionistas do solo (RAMALHO FILHO e BEEK, 1995; GUIMARÃES et al., 2016).

Em relação à classe de declividade 30---|47% que compreende áreas de relevo declivoso, os usos agricultura, pastagem, solo exposto e áreas urbanizadas totalizaram 6,81% da região, indicando a ocorrência de conflitos ambientais quanto ao uso. As áreas de vegetação nativa com 5,34% da região em declividades de 30---|47% devem ser destinadas a conservação permanente. As terras enquadradas nesta classe devem ser ocupadas para reflorestamentos, cultivos de vegetação permanente, pomares, entre outros (DECIAN, 2001).

Por sua vez, a classe de declividade superior a 47% caracterizada por relevo fortemente declivoso, os usos agropecuários e áreas urbanizadas totalizaram 2,41% de área, evidenciando conflitos ambientais de uso. Verificamos o maior percentual (2,88%) para as áreas de vegetação nativa em declividades superiores a 47%. Nesta classe, os usos e cobertura da terra devem ser destinados à preservação permanente. A cobertura vegetal natural além de auxiliar na conservação dos solos facilita a infiltração impedindo maior escoamento superficial da água (HACISALIHOGLU, 2007).

Quando a paisagem é analisada por municípios, Erechim, Getúlio Vargas, Campinas do Sul e Quatro Irmãos, apresentaram os maiores percentuais de uso antrópico, nas classes de declividades com relevo plano e suave-ondulado. Os menores percentuais de uso antrópico nesta classe foram verificados para São Valentim, Mariano Moro, Barra do Rio Azul e Carlos Gomes. Em relação aos usos naturais, os municípios de Campinas do Sul, Erechim, Quatro Irmãos, Cruzaltense e Getúlio Vargas, evidenciaram os maiores percentuais para esta classe. Os menores valores foram encontrados para os municípios de Carlos Gomes, Barra do Rio Azul, Itatiba do Sul, Estação e Ponte Preta.

Para a classe 12---|30%, os municípios de Aratiba, Erechim e Barão de Cotegipe totalizaram os maiores percentuais de uso antrópico, enquanto que Faxinalzinho, Estação e Ipiranga do Sul os menores valores. Para esta mesma classe, Aratiba, Erechim e Marcelino Ramos se destacam por apresentarem os maiores percentuais de uso natural. Por sua vez, Ipiranga do Sul, Erebango e Estação os menores percentuais para este uso.

Nas áreas com relevo declivoso, os municípios que apresentaram uso antrópico com maiores percentuais, foram Erval Grande, Itatiba do Sul e Aratiba e os menores foram

evidenciados para Estação, Ipiranga do Sul e Campinas do Sul. Usos agropecuários e urbanos em áreas com relevo declivoso configuram conflitos ambientais de uso. Entretanto, para os usos naturais, os maiores percentuais foram verificados em Aratiba, Itatiba do Sul e Marcelino Ramos e os menores em Erebango, Ipiranga do Sul e Jacutinga.

Os municípios Erval Grande, Itatiba do Sul e Barra do Rio Azul apresentaram os maiores percentuais de uso antrópico em relevo fortemente declivoso. Campinas do Sul, Ipiranga do Sul, Jacuntiga, Paulo Bento, Ponte Preta e Quatro Irmãos totalizaram os menores percentuais para esta classe. Estas áreas apresentam conflitos ambientais, sendo permitido somente o uso natural destinado à preservação permanente. Para os usos naturais os municípios de Erval Grande, Benjamin Constante do Sul e Faxinalzinho apresentaram os maiores percentuais. Campinas do Sul, Erebango, Estação, Ipiranga do Sul, Jacutinga, Ponte Preta e Quatro Irmãos os menores percentuais. Classes com declividades maiores que 30% devem ser destinadas a conservação e preservação permanente. Desta forma, os conflitos ambientais encontrados nestas áreas implicam a necessidade iminente de se estabelecerem áreas e ações para a preservação ambiental (FONSECA e MATIAS, 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em função do relevo, regiões declivosas tendem a apresentar paisagens mais complexas e menos modificadas pelo homem em relação a regiões de relevo plano (METZGER, 2001). Neste sentido, podemos destacar que o constante processo de modificação na paisagem proporcionou a ocorrência de dois cenários para a região.

O cenário da porção norte da região (municípios) é composto por áreas que devido principalmente à dificuldade no acesso dos maquinários agrícolas bem como, o cumprimento da legislação ambiental, apresentam maior quantidade de áreas legalmente protegidas, como topos de morros, margem de rios e declividades acentuadas e associadas à vegetação nativa e pastagem. No cenário da porção sul da região (municípios) é possível verificar o predomínio de áreas agrícolas em decorrência do relevo plano nesta porção.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPQ pelo suporte financeiro da bolsa de doutorado de I.L.R. Processo: 141065/2015-0 e a URI - Erechim pela infraestrutura no desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARTON, C.M.; ULLAH, I.I.; BERGIN, S. Land use, water and Mediterranean landscapes: modelling long-term dynamics of complex socio-ecological systems. **Philosophical Transactions da Royal Society**, v. 368, p. 5275-5297, 2010.

DE BIASI, M.A carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 6, p. 45-60, 1992.

DECIAN, V.S. **Uso de geoprocessamento na determinação de áreas de conflito. Estudo de caso: Microbacia do Arroio Portela – Nova Palma/RS.** 2001. 58 f. Monografia (Especialização em Interpretação de Imagens Orbitais e Sub-Orbitais) - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, 2001.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva Manual.** Clark Labs. Clark University. Worcester, MA, 2012.

FLORENZANO, T.G. Introdução à geomorfologia. **Geomorfologia:** conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de textos, 2008, p. 11-30.

FONSECA, M.F.; MATIAS, L.F. Análise do uso da terra e do componente clinográfico por meio de geoprocessamento: o entorno do reservatório de Salto Grande-SP. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 48-60, 2014.

GUIMARÃES, C.C.R.; VALLADARES, G.S.; MARTINS, C.M. Uso da terra e declividade no sertão central do Ceará, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia,** v. 24, n. 1, p. 3-18, 2016.

HACISALIHOGLU, S. Determination of soil erosion in a steep hill slope with diferente land-use types: a case study in Mertesdorf (Ruwertal/Germany). **Journal of Environmental Biology**, v. 28, p. 433-438, 2007.

HADLICH, G.M. Análise de relações entre declividade e uso do solo com auxílio do geoprocessamento, município de Sombrio, SC. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/Regional Conference on Geomorphology, 2006, Goiânia, GO. **Anais**... 2006.

HASENACK, H.; WEBER, E. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000.** Porto Alegre: UFRGS - Centro de Ecologia. 2010. Série Geoprocessamento. 1 DVD-ROM.

HERZ, R.; DE BIASI, M. **Critérios e legendas para macrozoneamento costeiro.** Ministério da Marinha. Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. Brasília, DF, 1989.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira.** 2.ed. Rio de Janeiro, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de uso da terra.** 3.ed. Rio de Janeiro, 2013.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos.** São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

MACIA, C.J. **Avaliação de terras da Província de Maputo (Moçambique). O caso das bacias hidrográficas de Changalane e Mazimunhama**. 2009. 140 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Instituto de Geociências, Campinas, SP. 2009.

MACIEL FILHO, C.L. **Carta Geotécnica de Santa Maria**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1990.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

NIMER E. Clima. In: IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil:** Região Sul. Rio de Janeiro, 1990, p. 151-187.

PARCERISAS, L.; MARULLB, J.; PINO, J.; TELLO, E.; COLL, F.; BASNOU, C. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). **Environmental Science & Policy**, v. 23, p. 120-132, 2012.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 3.ed. Rio de Janeiro, 1995.

SCHIRMER, G.J; TRENTIN, R. Relação entre declividade da terra a partir da classificação de imagens de satélite nos municípios de Dona Francisca, Faxinal do Soturno e Nova Palma-RS. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** 2013.

TURNER II, B.L.; LAMBIN, E.F.; REENBERG, A. The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 104, n. 52, p. 20666-20671, 2007.

TURNER II, B.L. Land Change Science. In: ROB, K.; NIGEL, T. (Org.). **International Encyclopedia of Human Geography**: Elsevier, Oxford, 2009, p. 107-111.

EFEITO LETAL DO FUNGICIDA TEBUCONAZOLE EM EMBRIÕES E LARVAS DE *Physalaemus gracilis*

Camila F. Rutkoski[1]
Cassiane Kolcenti[2]
Natani Macagnan[2]
Guilherme V. Vanzetto[2]
Paola F. Sturza[2]
Jéssica G. Slaviero[2]
Jéssica S. Herek[2]
Paulo A. Hartmann[2]
Marilia T. Hartmann[2]

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar a toxicidade aguda da formulação comercial do agrotóxico tebuconazole, em diferentes fases da vida da espécie de anfíbio anuro *Physalaemus gracilis*. As desovas da espécie foram coletadas no lago da UFFS – Campus Erechim e mantidas sob condições controladas. Os indivíduos foram selecionados para o experimento de acordo com o estágio de desenvolvimento, embriões nos estágios 18-20 e larvas 24-25. Para realização dos testes nos estágios 18-20 foram utilizadas placas de cultura celular com 24 poços de capacidade de 3 mL cada. Em cada poço foi adicionada a solução com a concentração de agrotóxico a ser analisada. Para os testes nos estágios 24-25 foram dispostas 5 larvas em recepientes de vidro estéreis contendo 500 mL de água de poço artesiano, mais a concentração a ser testada. Para cada teste foi realizado o controle negativo. Utilizou-se o Método Trimmed Spearman-Karber e análise de variância através do software Statistica 8.0 para realização das análises, ambos com nível de significância de 95%. As $CL_{50;96h}$ encontradas para a espécie *Physalaemus gracilis* foram de 2,83 $mg.L^{-1}$ para embriões e 1,73 $mg.L^{-1}$ para larvas expostas a tebuconazole. De acordo com a CL_{50}, o tebuconazole foi mais tóxico para a fase larval de *Physalaemus gracilis* do que para a fase de embrião. Isso pode ser explicado pela camada gelatinosa que reveste os embriões, protegendo-os do contato com o agrotóxico. Além disso, em relação às larvas, a permeabilidade da mucosa cutânea em conjunto com a respiração branquial pode ter permitido a entrada rápida do contaminante no organismo, explicando a maior mortalidade. Experimentos de exposição aguda demonstram bem a sensibilidade entre espécies, porém para uma conclusão mais precisa sobre qual espécie é realmente mais resistente a um químico, é necessário um tempo maior de exposição tendo em vista que alguns sintomas só se manifestam em um período mais prolongado. Portanto sugerem-se estudos futuros com finalidade de entender o efeito destes agrotóxicos em outras espécies de anfíbios, por períodos maiores de tempo visto que as pesquisas relacionadas a anfíbios e agrotóxicos ainda são escassas.

Palavras-chave: Agrotóxicos. Anfíbios. Organismo Teste. Toxicidade. Triazol.

INTRODUÇÃO

A presença de agrotóxicos nos corpos d'água tem se tornado mais frequente e isso se deve, em grande parte, à intensa atividade agrícola, aumento da produtividade devido ao consumo e à exportação, uso indiscriminado de produtos e descarte inadequado de embalagens. Como consequência da presença indesejada desses produtos, ocorre extensa

[1] Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Laboratório de Ecologia e Conservação, ERS 135 – Km 72, nº 200, camilarutkoski@hotmail.com
[2] UFFS, Laboratório de Ecologia e Conservação.

degradação da qualidade da água e redução das formas de vida nos ecossistemas aquáticos, sendo que, os anfíbios estão entre aqueles que mais sofrem com o aporte desses produtos ao ambiente, verificando-se a perda da biodiversidade (VASCONCELOS, 2014).

A contaminação causada por agrotóxicos atinge espécies em todos os níveis tróficos e dependendo da sensibilidade da espécie ao contato com estes produtos químicos, pode ocorrer grande mortalidade, resultando na redução da densidade das populações. Quando não ocorre efeito letal, as espécies estão sujeitas aos efeitos crônicos, como alteração no crescimento, diminuição na fecundidade e reprodução (RELYEA e HOVEMANN, 2006).

Tebuconazole((RS)-1-p-chlorophenyl-4,4-dimethyl3(1H1,2,4triazol1ylmethyl) pentan-3-ol)) é considerado um fungicida sistêmico do grupo químico triazol, caracterizado pelo mecanismo de ação denominado IBE (Inibidor da Biossíntese do Ergosterol). Este produto é altamente persistente no meio ambiente (RIVAL, 2001), classificado como tóxico para os organismos aquáticos, podendo causar efeitos negativos nesse ambiente (BAYER CROPSCIENCE LIMITED, 2005). Apesar da moderada solubilidade em água o tebuconazole é altamente tóxico para peixes (FERREIRA et al., 2010). A intoxicação por este organofosforado ocorre devido à inibição da enzima acetilcolinesterase, fazendo com que ocorra um grande acúmulo de acetilcolina, que age em nível de sistema nervoso central (age como um pseudo-substrato ao imitar a forma da acetilcolina), podendo levar à morte por falência respiratória (HERNADEZ et al., 1998).

O tebuconazole é empregado na agricultura como conservante de madeira, também é largamente utilizado nos sistemas agrícolas, no controle de fungos que atacam as lavouras de cebola, batata, cevada, feijão, maçã, uva e recentemente, em lavouras de soja (SEHNEM, 2009). A meia vida do tebuconazole no solo pode ser estimada em 365 dias e em ambiente aquoso em 28 dias, com pH entre 5 a 9 (25 ºC). Quando o tebuconazole encontra-se, em pH 7 e a 20 ºC é considerado estável (MATTE, 2013). Para organismos aquáticos pode causar efeitos adversos, em longo prazo (TONI, 2010).

Para se entender os efeitos da contaminação sobre as espécies animais usam-se testes ecotoxicológicos em modelos experimentais (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006). Como forma de avaliar e evidenciar a presença de poluentes, as análises de efeitos causados em organismos aquáticos, como mortalidade e alterações comportamentais e fisiológicas, podem indicar e alertar a respeito da presença de substâncias com alto potencial de devastação ambiental (LEBBORONI et al., 2006).

Em testes de toxicidade com vertebrados, geralmente são utilizados peixes, devido ao maior conhecimento sobre sua biologia, fisiologia, bioquímica, ecologia e etologia, em relação com outros vertebrados aquáticos. No entanto, outro grupo de vertebrados tem chamado a atenção para testes ecotoxicológicos: os anfíbios. Os anfíbios são um grupo com distribuição geográfica mundial, ocorrendo na maioria dos continentes, exceto a Antártida (DUELLMAN e TRUEB, 1994). As espécies que são dependentes da água, principalmente durante a estação reprodutiva, agregam-se em brejos, lagoas ou poças temporárias durante esse período de seus ciclos vitais estabelecendo suas assembleias (BERNARDE e MACHADO, 2000; CARDOSO et al., 1989).

Além disso, a maioria dos anfíbios possui ciclo bifásico, com uma fase larval aquática e outra fase terrestre, pós-metamórfica, podendo estar em contato com poluentes de ambos os habitats. Os anfíbios possuem pele e ovos permeáveis, sendo muito sensíveis às alterações ambientais (MMA, 2008).

Apesar disso, no Brasil poucas pesquisas são realizadas com ecotoxicologia em anfíbios, e pouco ou nada se conhece sobre a sensibilidade das espécies da anurofauna brasileira a contaminantes ambientais. Atualmente o interesse no estudo desses animais tem aumentado, não somente pelos benefícios citados anteriormente, mas também pelo importante papel ecológico que os anfíbios podem representar e pelo alerta que o desequilíbrio dessas populações pode desencadear (VASCONCELOS, 2014).

A rã chorona, *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae) é uma espécie relativamente pequena (2,7 a 3,2 cm), ocorrendo no Uruguai, Argentina e Brasil (Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo). Sua época de acasalamento ocorre entre os meses de setembro a março (HERPETOLOGIA UFRGS, 2010). Quanto a sua ocorrência em corpos d'água, pode ser observada tanto em corpos d'água lênticos quanto lóticos (WITT, 2013) e é considerada estável na lista vermelha da IUCN (International Union for Conservation of Nature) de espécies ameaçadas de extinção (LAVILLA et al., 2010). Considerando o fato de que anfíbios podem ser expostos a agrotóxicos, o objetivo do presente estudo foi avaliar a toxicidade aguda do fungicida tebuconazole em diferentes fases da vida de *Physalaemus gracilis.*

MATERIAL E MÉTODOS

Testou-se a toxicidade aguda da formulação comercial do fungicida Tebuconazole (produto comercial Rival 200 EC), contendo 200 $g.L^{-1}$ de ingrediente ativo e 800 $g.L^{-1}$ de

ingrediente inerte. Para tanto, foram utilizados como organismo-teste, embriões e larvas de *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae). Para obtenção dos indivíduos, foram coletadas as desovas totais com menos de 24 horas de oviposição no lago da Universidade Federal da Fronteira Sul (latitude: -27.728681; longitude: -52.285852).

O desenvolvimento dos indivíduos foi realizado em aquários contendo 15 L de água de poço artesiano (previamente analisada e dentro dos padrões de potabilidade), as desovas foram mantidas nos aquários até o início dos testes, em sala aclimatada com temperatura entre 20ºC ± 2ºC, umidade entre 60 e 80% e iluminação controlada. Os testes foram realizados entre os estágios 18 – 20 (embriões), e estágios 24 –25 (girinos, considerados como larvas) de Gosner (1960). Este estudo teve licença do IBAMA (45786-1) e autorização do Comitê de Ética para Uso de Animais da Universidade Federal da Fronteira Sul.

Foi realizado o teste de toxicidade aguda, de 96 horas, utilizando embriões e larvas nos estágios supracitados. Para realização do teste com embriões foram utilizadas placas de cultura celular com 24 poços de capacidade de 3 mL cada. Em cada poço foi adicionada a solução com a concentração a ser analisada. Os testes foram realizados em duplicata, com densidade de um embrião para cada 2 mL. Destes 24 poços, 4 foram utilizados para o controle negativo e os outros 20 para as concentrações de agrotóxico. Adicionalmente, efetuou-se um controle negativo com 48 embriões (controle geral).

Para o teste com larvas, foram dispostas 5 larvas em recepientes de vidro estéreis contendo 500 mL de água de poço artesiano, além da concentração a ser testada. Os testes foram realizados em sextuplicata com a densidade de um girino a cada 100 mL. O controle negativo seguiu o mesmo padrão de teste, somente com água de poço artesiano. No total foram expostas 30 larvas por concentração e 30 larvas no controle.

As concentrações utilizadas para embriões foram: 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0 e 3;5 $mg.L^{-1}$ e para as larvas: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 $mg.L^{-1}$. Os indivíduos mortos foram computados e retirados a cada 24 horas até o final dos testes. Para o tratamento estatístico dos dados utilizou-se o método Trimmed Spearman-Karber e a análise de variância (*software Statistica* 8.0), com nível de confiança de 95%.

RESULTADOS

A concentração letal média ($CL_{50;96h}$) para larvas foi de 1,73 $mg.L^{-1}$ e para embriões 2,83 $mg.L^{-1}$. De acordo com a CL_{50}, o tebuconazole foi mais tóxico para a fase larval de *Physalaemus gracilis* do que para a fase embrionária.

Conforme apresentado na Tabela 1, para os testes com embriões, a mortalidade foi considerada baixa nas primeiras 24 horas, o maior número de indivíduos mortos foi 12,5% (n= 5) na concentração de 3,0 mg.L^{-1}. Nesta mesma concentração, após 48 horas, todos os indivíduos estavam mortos. Não houve influência do tempo de exposição na mortalidade dos embriões ($F_{3, 20}$ = 0,90, p= 0,46).

Para os testes com tebuconazole em larvas (Tabela 1), as concentrações que apresentaram maior mortalidade nas primeiras 24 horas foram 1,5 e 2,5 mg.L^{-1}, com 50% (n = 15) e 86,67% (n = 26) de indivíduos mortos, respectivamente. Na concentração de 3,0 mg.L^{-1}, a taxa de mortalidade foi de 100% (n = 30), já nas primeiras 24 horas de teste, havendo assim influência do tempo de exposição na mortalidade de larvas ($F_{3,20}$ = 7,21, $p < 0,05$). Em nenhum dos testes a mortalidade do controle negativo foi superior a 10%.

Tabela 3 – Mortalidade dos embriões e larvas de Physalaemus gracilis expostos a tebuconazole durante 96 horas.

Estágio de desenvolvimento	Concentração (mg.L^{-1})	Nº de expostos	Mortalidade					Porcentagem de mortalidade
			24 h	48 h	72 h	96 h	Total	
Embriões	1,0	40	0	2	0	2	4	10,0
	1,5	40	0	0	0	1	1	02,5
	2,0	40	0	0	2	0	2	05,0
	2,5	40	0	1	0	0	1	02,5
	3,0	40	5	35	0	0	40	100
	3,5	40	2	3	2	10	17	42,5
Larvas	0,5	30	7	1	1	0	9	30,0
	1,0	30	2	1	0	1	4	13,3
	1,5	30	15	3	0	0	18	60,0
	2,0	30	4	6	1	0	11	36,6
	2,5	30	26	4	0	0	30	100
	3,0	30	30	0	0	0	30	100

DISCUSSÃO

Este estudo demonstrou a diferença da toxicidade do fungicida nas duas fases de desenvolvimento de *Physalaemus gracilis*, sendo mais tóxico para as larvas do que para os embriões. De acordo com as categorias do Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS Criteria, GHS, 2011) o Tebuconazole apresentou toxicidade média tanto para embriões quanto para larvas (CL_{50} entre 1 e 10 mg.L^{-1})

A resistência dos embriões pode ser explicada pelos componentes da camada gelatinosa de revestimento que protegeram os embriões das ações dos agrotóxicos em curto prazo de exposição (96 horas). De acordo com Delplace et al. (2002), o revestimento de gelatina em embriões de anfíbios é necessário para ancorar massas de ovos na vegetação, proporcionando proteção contra perturbações mecânicas. Ainda fornece proteção contra a radiação UVB, diminui a probabilidade de anóxia, reduzindo a "densidade respiratória" da massa de embriões e funciona também como agente de proteção contra alguns produtos químicos (MARQUIS et al., 2006; EDGINTON et al., 2007). Em relação às larvas, a permeabilidade da mucosa cutânea em conjunto com a respiração branquial (MILANELLI, 2004) permitiu a entrada rápida do contaminante no organismo, deixando livre o contato em nível de órgãos e células. Nos anfíbios o tegumento é glandular, desprovido de escamas externas e bem vascularizado, o que facilita a permeabilidade. Através dele é que há também a liberação primária de dióxido de carbono (HICKMAN et al., 2004). Devido a estas características, as larvas tornam-se mais suscetíveis aos agrotóxicos, pois estes penetram com maior facilidade a mucosa cutânea quando estes estão em contato com a água.

A concentração e o tempo de exposição influenciaram na mortalidade dos indivíduos. Segundo Magalhães e Ferrão Filho (2008) essa relação entre tempo de exposição e mortalidade pode ser explicada porque leva algum tempo para o químico se acumular nos tecidos do organismo até atingir uma concentração limiar, a partir da qual o efeito se apresenta. As primeiras 24 horas são importantes, pois alguns organismos podem adquirir resistência após as primeiras horas de exposição.

CONCLUSÕES

O tebuconazole apresentou toxicidade média tanto para embriões quanto para larvas de *Physalaemus gracilis*, porém, de acordo com a $CL_{50;96h}$ foi mais tóxico para larvas do que para embriões. No entanto, sugerem-se mais estudos ecotoxicológicos, por períodos maiores de tempo, visto que, pesquisas relacionadas a anfíbios e efeitos de agrotóxicos sobre eles ainda são escassas no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Fapergs pela bolsa concedida e a UFFS, assim como a equipe do Laboratório de Ecologia e Conservação da UFFS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAYER CROP SCIENCE LIMITED. Environmental Information Sheet Folicurs MAPP number 11278, 2005. Disponível em: <http://voluntaryinitiative.org.uk/media/1379/folicur-version-3-guideline-version-4.pdf>. Acesso em 30 jun. 2017.

BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). Cadernos de Herpetologia, v. 14, n. 2, p. 93-104, 2000.

CARDOSO, A. J.; ANDRADE,G. V.; HADDAD, C. F. B. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Biologia, v. 49, n. 1, p. 241-249, 1989.

DELPLACE, F.; MAES, E.; LEMOINE, J.; STRECKER, G. Species specificity of O-linked carbohydrate chains of the oviducalmucins in amphibians: structural analysis of neutral oligosaccharide alditols released by reductive B-elimination from the egg-jelly coats of Rana clamitans. Biochemical Journal, v. 363, n. 3, p. 457-471, 2002.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L.; Biology of Amphibians. New York: McGraw-Hill, 1986.

EDGINTON, A. N.; ROULEAU, C.; STEPHENSON, G. R.; BOERMANS, H. J. 2,4-D Butoxyethyl ester kinetics in embryos of Xenopus laevis: the role of the embryonic jelly coat in reducing chemical absorption. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 52, n. 1, p.113-120, 2006.

FERREIRA, D.; MOTTA, A. C.; KREUTZ,L.C.; TONI, C.; LORO,V. L.; BARCELLOS,L.J.G. Assessment of oxidative stress in Rhamdia quelen exposed to agrichemicals. Chemosphere, v. 79, n. 9, p. 914-921, 2010.

GHS. Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals. Fourth Edition. United Nations, New York and Geneva, p. 561, 2011.

GOSNER, K. A. Simplified table for staging Anuran Embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica, v. 16, n. 3, p. 183-189, 1960.

HERNANDEZ, J.; ROBLETO, N. R.; VELASCO, L.; QUINTERO, R.; PICKARDDHALT, R. Chloroperoxidase-mediated oxidation of organophosphorus pesticides. Pesticides Biochemestry and Phisiology, v. 61, n. 2, p. 87-94, 1998.

HERPETOLOGIA UFRGS. Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/herpetologia>. Acesso em: abr. 2016.

HICKMAN, C. P; ROBERTS, L. S; LARSON, A. Princípios Integrados de Zoologia. 11ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004.

LAVILLA, E.; KWET, A.; SEGALLA, M. V.; LANGONE, J.; BALDO, D. Physalaemus gracilis. The IUCN red list of threatened Species, 2010. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/details/57258/0>. Acesso em: 15 abr. 2017.

LEBBORONI, M.; RICCHIARDINO, G.; BELLAVITA, M.; CHELAZZI, G. Potential use of anurans as indicators of biological quality in upstreams of Italy. Amphibia-Reptilia, v. 27, n. 1, p. 73-79, 2006.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Oecologia brasiliensis, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MARQUIS, O.; MILLERY, A.; GUITTONNEAU, S.; MIAUD, C. Toxicity of PAHs and jelly protection of eggs in the common frog Rana temporaria. Amphibia-reptilia, v. 27, n. 3, p. 472-475, 2006.

MATTE, V. L. Efeito de ação de agroquímicos e do estresse sobre o metabolismo de carboidratos de jundiás (Rhamdia quelen). 2013. 46 f. Dissertação (Mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais) – UNILASALLE campus Canoas, Canoas, RS, 2013.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1ª ed. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas 1420 p. (Biodiversidade; 19). In: HADDAD, C. F. B. Anfíbios: Uma Análise da Lista Brasileira de Anfíbios Ameaçados de Extinção 2008. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeII/vol_II_parte1.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2016.

MILANELLI, J. C. C. Relatório técnico acidente com o oleoduto Osbat: Petrobrás/Transpetro Guaecá: São Sebastião. 2004. Disponível em: <http://emergenciasquimicas.cetesb.sp.gov.br/wp-

content/uploads/sites/53/2013/12/20100621172833_c687e66787f104f94e8425f04f7b3944.pdf>. Acesso em: 24 maio 2016.

RELYEA, R. A.; HOVERMAN, J. Assessing the ecology in ecotoxicology: a review and synthesis in freshwater systems. Ecology Letters. v. 9, n. 10, p.1157-1171, 2006.

RIVAL. Ficha de informações de segurança de produtos químicos:Tebuconazole RIVAL200 EC, 2001. Disponível em: <http://www.nufarm.com/assets/33312/1/Rival_200_EC_FISPQ_Nufarm_Rev06_GHS.pdf >. Acesso em: 30 maio 2016.

SEHNEM, N.T. Avaliação da capacidade de biodegradação de Tebuconazole por isolados microbianos de solos contaminados e de ambientes amazônicos. 2009. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – UFRGS, câmpus Porto Alegre, Porto Alegre, RS, 2009.

TONI, C. Resposta bioquímica em Carpas (Cyprinus carpio) expostas ao fungicida Tebuconazole (Folicur ® 200EC). 2010. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Bioquímica Toxicológica) - UFSM, campus Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

VASCONCELOS, A. M. Avaliação dos efeitos do agrotóxico Vertimec® 18CE sobre girinos de Lithobates catesbeianus (Amphibia, Anura, Ranidae). 2014. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2014.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações. São Carlos: RIMA, 2006.

USOS DA TERRA E TIPO DE SUBSTRATO INFLUENCIAM GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS DE CHIRONOMIDAE?

Patrícia L. Lazari[1]
Maiane B. de Oliveira[1]
Wanessa Deliberalli[1]
Mayara Breda[1]
Luiz U. Hepp[2]
Rozane M. Restello[2]

RESUMO

Em ecossistemas de água doce, os Chironomidae (Insecta, Diptera) são considerados organismos ideais para avaliações da integridade ambiental, pois possuem comportamento sedentário, vivem parte de seus estágios larvais no sedimento e podem ser expostos à contaminantes lançados na água. Em relação ao modo de alimentação, são agrupados de cinco categorias: coletores-catadores, coletores-filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores. O objetivo deste estudo foi avaliar se os usos da terra e o tipo de substrato influenciam os grupos tróficos funcionais de Chironomidae em riachos da região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. Os insetos aquáticos foram coletados com um amostrador Surber, em substrato pedregoso e em bancos de folhas, em riachos agrícolas (com uso da terra agrícola) e naturais (com vegetação ripária). Em laboratório, realizou-se a triagem, confecção de lâminas e identificação dos organismos. As larvas foram identificadas até o nível taxonômico de gênero. Para verificar se há diferença na abundância e nos grupos tróficos, entre os substratos e os usos da terra, foi utilizado um teste *t*. A abundância de Chironomidae variou apenas entre os usos da terra (t=2,39; p=0,01). O grupo trófico mais abundante nos riachos agrícolas foram os fragmentadores, sendo os gêneros *Polypedillum* e *Gymnometriocnemus* os mais representativos. Corynoneura e Rheocricotopus, ambos filtradores, foram os ornagismos que apresentaram maior abundância, nos riachos naturais e no substrato pedra. Os grupos tróficos funcionais não diferiram entre os usos da terra e substrato. Os grupos tróficos mais abundantes observados neste estudo, indicam que estão condicionados a características ambientais do ambiente aquático e com a entrada de matéria orgânica alóctone que geram diversidade de habitats e de recursos alimentares.

Palavras-chave: Insetos aquáticos. Diptera. Hábitos alimentares. *Polypedillum. Corynoneura.*

INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos são caracterizados por uma série de parâmetros bióticos (comunidades biológicas) e abióticos (variáveis físico-químicas da água), que interagindo entre si, formam um sistema ecológico complexo (SILVEIRA, 2004). Esses ambientes podem vir a sofrer variações devido aos múltiplos usos da terra, que influenciam direta e indiretamente na qualidade da água e na biodiversidade aquática (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

[1] Acadêmica de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim, Departamento de Ciências Biológicas, Avenida Sete de Setembro, 1621, patricia97lira@gmail.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, rrozane@uricer.edu.br

Com a implantação de agricultura, muitas vezes a vegetação de entorno dos riachos é reduzida ou completamente eliminada, fazendo com que ela não desempenhe suas funções adequadamente (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2010). A vegetação ripária beneficia os ecossistemas aquáticos de diversas formas. Entre elas, fornece matéria orgânica alóctone, reduz a entrada excessiva de nutrientes e poluentes pela erosão do solo e regula a temperatura (LOOY et al., 2013).

Entre os MIB estão os Chironomidae (Insecta, Diptera), organismos ideais para avaliações da integridade ambiental (BIRD, 2006). Esses organismos participam ativamente do metabolismo intermediário do ecossistema aquático e formam um importante elo da cadeia alimentar. Alguns têm hábito predatório, mas a maioria é herbívora-detritívora estando vinculados ao ciclo da decomposição da matéria orgânica (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003; GALIZZI et al., 2012). Também reduzem partículas orgânicas, favorecendo a disponibilidade de biomassa aos outros organismos aquáticos através de suas atividades como, fragmentação, raspagem e filtração de substrato e sedimento, facilitando a ciclagem de nutrientes (CALLISTO e ESTEVES, 1995) apresentando assim, uma diversidade de grupos tróficos funcionais (GTF).

Diante do exposto este trabalho teve como objetivo avaliar se os usos da terra e o tipo de substrato influenciam a abundância dos grupos tróficos funcionais de Chironomidae em riachos do norte do Rio Grande do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Para este trabalho foram definidos quatro pontos de coleta: dois localizados em áreas com vegetação ripária, chamados naturais (Nat), considerados com ausência de antropização e dois com uso agrícola na sua área de drenagem, chamados agrícolas (Agr). Estes localizados em riachos pertencentes ao Bioma Mata Atlântica, situados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas (27°12’59” e 28°00’47” S; 52°48’12” e 51°49’34” O).

O clima da região é subtropical, com temperaturas no inverno em torno de 15°C e no verão em torno de 26°C, com as quatro estações do ano bem definidas. O regime pluviométrico é regular e as chuvas são bem distribuídas durante o ano, com precipitação média anual de 1500 mm (ALVARES et al., 2013). A vegetação é caracterizada por um misto de Floresta Estacional Perenifólia com Araucária e Estacional Semidecidual (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015).

Tanto os riachos agrícolas como os naturais apresentaram águas bem oxigenadas variando de 7,60±0,21 mg L^{-1} (Agr) e 8,5±0,13 mg L^{-1} (Nat) e pH próximo da neutralidade. Os riachos agrícolas como esperado apresentaram maiores temperaturas, devido a maior radiação (>17,7 ^{o}C). Os maiores valores de fósforo e nitrito foram encontrados nos riachos agrícolas (62,62±9,44 l e 13,88±4,29 μg^{-1}, respectivamente).

Coleta e identificação dos Chironomidae

Os organismos foram coletados na primavera de 2016, com auxílio de um amostrador Surber (malha 250 µm e área de 0,09 m^2). O material foi fixado em campo com álcool 80%, acondicionado em frascos plásticos e conduzidos ao Laboratório de Biomonitoramento, onde as amostras foram triadas, a fim de separar os organismos da família Chironomidae dos demais grupos.

Após foram confeccionadas lâminas semipermanentes com solução de Hoyer (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Os organismos foram analisados em microscopia óptica com aumento de 1000 vezes. A identificação foi feita até menor categoria taxonômica possível, utilizando chaves de TRIVINHO-STRIXINO (2011). A identificação dos grupos tróficos funcionais foi realizada segundo MERRITT e CUMMINS (1996). Para tanto, selecionou-se dois gêneros mais abundantes de cada grupo trófico funcional, sendo esses gêneros os mais abundantes, para verificar a diferença na abundância e nos grupos tróficos funcionais.

Análise de dados

Para verificar se há diferença na abundância e nos grupos tróficos, entre os substratos e os usos da terra, foi utilizado um teste *t* considerando níveis de significância de valores de $p < 0,05$. A análise foi realizada no ambiente estatístico BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007).

RESULTADOS

Foi coletado um total de 494 organismos pertencentes a família Chironomidae, distribuídos nas subfamílias Chironominae, Orthocladiinae e Tanypodinae. Do total coletado, 120 larvas foram coletadas nos riachos naturais (24,6%) e 374 larvas nos riachos agrícolas (76,9%). A abundância das larvas de Chironomidae diferiu entre os usos da terra (t=2,39; p=0,01). No substrato pedregoso coletou-se 221 larvas (45,4%) e nas folhas 273 larvas (56,1%). Para substratos a abundância não apresentou diferença significativa (t=0,61; p=0,27).

Foram selecionados os gêneros *Polypedillum* Kieffer, 1912 e *Gymnometriocnemus* Goetghebuer, 1932 como fragmentadores, *Corynoneura* Winnertz, 1846 e *Rheocricotopus* Thienemann e Harnisch, 2004 como filtradores e *Denopelopia* Roback e Rutter, 1988 e *Larsia* Fittkau, 1962 como predadores.

Em relação aos grupos tróficos funcionais, os fragmentadores foram os mais abundantes (Figuras 1 e 2) tanto para os usos como para os substratos com 309 exemplares (62,5% do total). Observa-se também na tabela 1, que os fragmentadores foram mais abundantes no uso agrícola e nas folhas. Enquanto filtradores foram mais abundantes no uso natural e substrato pedra. No entanto, não houve diferença significativa entre os grupos tróficos funcionais para usos da terra e nem para substrato ($p>0,05$).

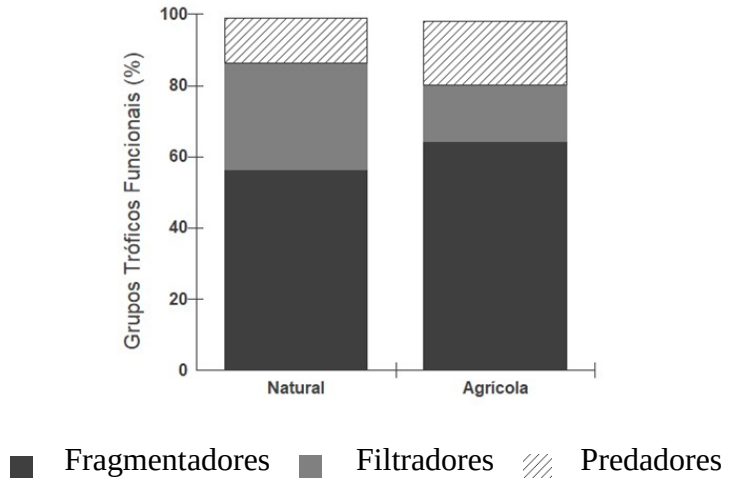


Figura 1 - Abundância relativa dos grupos tróficos funcionais para Chironomidae nos riachos agrícolas e naturais.

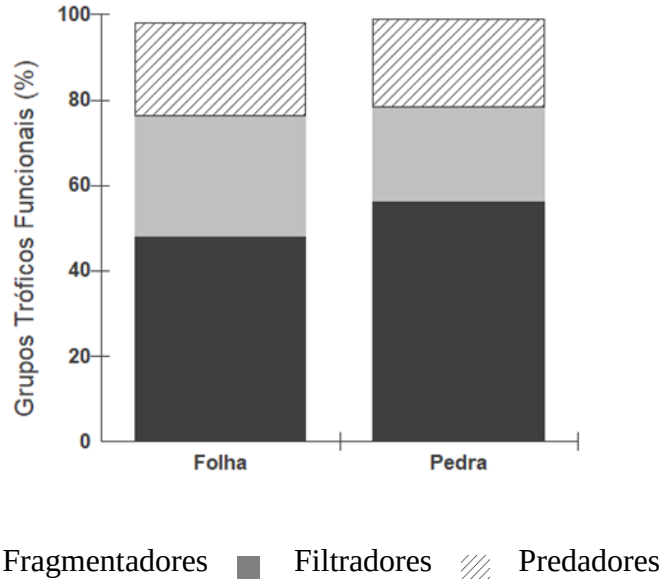


Figura 2 - Abundância relativa dos grupos tróficos funcionais para Chironomidae nos substratos pedra e folha.

DISCUSSÃO

Neste estudo houve diferença significativa somente para abundância de Chironomidae entre os usos da terra, sendo os riachos agrícolas os mais abundantes. Gêneros desta família apresentam ampla plasticidade e por isso, habitam ambientes do mais natural até o mais impactado (GOULART e CALLISTO, 2003). Isto é possível pois possuem adaptações morfológicas, que facilitam a sobrevivência a extremos de temperatura, pH, eutrofização, velocidade de correnteza, oxigênio dissolvido e metais na água (GOULART e CALLISTO, 2003). Portanto, os gêneros *Polypedillum*, *Gymnometriocnemus*, *Corynoneura* e *Rheocricotopus* mais abundantes neste estudo, pode ser devido ao acúmulo de material orgânico proveniente ação antrópica no entorno dos riachos, principalmente nos de usos agrícola.

Os Chironomidae são organismos cosmopolitas e apresentarem diferentes hábitos alimentares (KIKUCHI e UIEDA, 2005; BATTISTONI et al., 2010). Os hábitos alimentares são baseados no tipo de recurso consumido e também nos mecanismos morfológicos e comportamentais (CUMMINS et al., 2008). Fragmentadores estão associados a substratos orgânicos, onde se alimentam diretamente deles (CUMMINS et al., 2005). Organismos fragmentadores se mostraram abundantes em riachos agrícolas. Esses organismos participam da ciclagem de nutrientes, por meio da transformação da matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) juntamente com processos físicos e químicos da água (ALMEIDA, 2015), disponibilizando recursos alimentares para outros organismos. Em um trabalho realizado por Graça et al. (2004) observaram que substratos podem acumular matéria orgânica, como folha e madeira, aumentando o processo de acumulação desses materiais, justificando a abundância do grupo trófico fragmentador nas pedras.

Filtradores foram mais abundantes em riachos naturais e no substrato pedra. São organismos que se alimentam de algas perifíticas ou matéria orgânica particulada fina que fica suspensa na água (GRAÇA, 2001). Essa presença de filtradores em ambientes conservados reflete a abundância de recursos alimentares encontrada por esses organismos, e o substrato por apresentar meios de fixação e proteção para os Chironomidae.

Alguns fatores ambientais podem ser determinantes para a comunidade associada em os habitats, como o substrato e suas características, rugosidade, forma e tamanho, a velocidade de correnteza (SCHENEK e HEPP, 2010). Além disso, as associações por substratos podem estar ligadas a outras condições que não exclusivamente as alimentares,

como por exemplo, a demanda por oxigênio, abrigo contra predadores, adaptações à velocidade de água e estabilidade do substrato (SHIMANO et al., 2012). A estabilidade do substrato permite a coexistência de maior número de espécies, sendo importantes sistemas ecológicos (SCHNECK et al., 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abundância de Chironomidae diferiu apenas entre os usos da terra e não entre os substratos, sendo os riachos considerados agrícolas os mais abundantes. Isso certamente se deve a ampla plasticidade desta família o que possibilita que habitem locais impactados. Os fragmentadores (*Polypedillum* e *Gymnometriocnemus*) foram os gêneros mais abundantes nos riachos agrícolas e os filtradores (*Corynoneura* e *Rheocricotopu*) nos riachos naturais e no substrato pedra.

Os grupos tróficos observados neste estudo indicam que estão condicionados a características ambientais do ambiente aquático e com a entrada de matéria orgânica alóctone que geram diversidade de habitats e de recursos alimentares.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa REDES/URI pela bolsa de Iniciação Científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. S. **Avaliação da estrutura trófica de macroinvertebrados bentônicos em lagoas artificiais no semiárido.** Trabalho de conclusão do curso de Ciências Biológicas, UEPB – Campina Grande, PB, 2015.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. BIOESTAT – **Aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Biomédicas**, 5ª edição, Ong Mamiraua, Belém PA, p. 364, 2007.

BATTISTONI, D.; FAVASSA, C. A.; TRIQUES, R.; BARP, E. A.; RODRIGUES, G. G. Composição faunística de macroinvertebrados bentônicos ocorrentes na parte baixa do Rio Jacutinga, Concórdia, SC. **Ágora: Revista de Divulgação Científica**, v. 17, n. 1, p. 20-31, 2010.

BIRD, G. A. Use of Chironomid deformities to assess environmental degradation in the Yamaska River, Quebec. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 30, p.163-175, 2006.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, n. 5, p. 223-234, 1998.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, n. 1, p. 335-348, 1995.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W. Ecology and distribution of aquatic insects. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). **An introduction to the aquatic insects of North America.** Dubuque: Kendall/Hunt, p. 74-86, 1996.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environmental,** v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; BERG, M. B. Ecology and distribution of aquatic insects. *In:* MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. (eds). **An introduction to the aquatic insects of North America.** Duduque, Kendall/Hunt Publishing Company, p.105-122, 2008.

GALIZZI, M. C.; ZILLI, F.; MARCHESE, M. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n.2, p.117-121, 2012.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPA**, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

GRAÇA, M. A. S., PINTO, P; CORTES, R.; COIMBRA, N.; OLIVEIRA, S.; MORAIS, M.; CARVALHO, M. J.; MALO, J. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. **International Review of Hydrobiology**, v. 89, n. 2, 151–164, 2004.

GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf decomposition in streams: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 383-393, 2001.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 269-281, 2003.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomología y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.

LOOY, K. V.; TORMOS, T.; FERRÉOL, T. M.; VILLENEUVE, B.; VALETTE, L.; CHANDESRIS, A.; BOUGON, N.; ORAISON, F.; SOUCHON, Y. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems,** n. 408 article 06. 16p, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENCOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 1-23, 2015.

SCHNECK, F.; HEPP, L. U. Fatores estruturadores de comunidades em riachos. **Ciência & Ambiente**, v. 41, p. 57-67, 2010.

SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; MELO, A. S. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 4, p.1049-1056, 2013.

SHIMANO, Y.; SALLES, F. F.; FARIA, L. R. R.; CABETTE, H. S. R; NOGUEIRA, D. S. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 187-196, 2012.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios. Meio ambiente. **DOCUMENTOS, (EMBRAPA**), n. 36**,** p. 68, 2004.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação.** São Carlos, Depto. Hidrobiologia/Lab. **Entomologia Aquática**/ UFSCar, 2011.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, p. 631, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 67-76, 2010.

BIOACUMULAÇÃO DE COBRE E ZINCO EM DUAS ROTAS ALIMENTARES DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS

Rafael C. Loureiro[1]
Mariana N. Menegat[2]
Rozane M. Restello[2]
Luiz U. Hepp[2]

RESUMO

A expansão das áreas agrícolas tem afetado diretamente as zonas ripárias. O uso de fertilizantes é responsável pela contaminação do solo e consequentemente de riachos que constituem estas bacias de drenagem. Os fertilizantes contêm elevadas concentrações de metais que são facilmente carreadas até os riachos. Dentre os metais que compõem a formulação de fertilizantes, destacam-se o cobre e o zinco. Embora estes metais sejam essenciais a fauna aquática, em concentrações elevadas se tornam tóxicos aos organismos. O objetivo deste trabalho foi verificar a bioacumulação de zinco e cobre a partir de duas rotas alimentares (fragmentadores e herbívoros) da comunidade de invertebrados aquáticos. Este estudo foi desenvolvido em riachos localizados na região do Alto Uruguai do RS, distribuídos entre áreas agrícolas e áreas com vegetação na zona ripária. Foram quantificadas as concentrações de metais a partir das rotas alimentares dos herbívoros e dos fragmentadores. Foi considerado a rota alimentar dos herbívoros iniciando a partir do biofilme e posteriormente, sendo constituída pelos raspadores e predadores. A rota alimentar dos fragmentadores foi considerada a partir do detrito oriundo da vegetação alóctone e depositado no leito dos riachos e posteriormente pelos fragmentadores e predadores. As concentrações de metais no sedimento e no biofilme não apresentaram diferenças em relação aos riachos agrícolas e naturais. As concentrações de zinco nos ambientes aquáticos bioacumularam nas duas rotas alimentares em todos os níveis tróficos estudados e em ambos os tipos de riachos. No entanto, quando foram avaliadas as concentrações de cobre nos riachos, verificamos que as rotas alimentares estão bioacumulando este metal apenas nos riachos agrícolas. Dentre os organismos analisados, foi verificado que os raspadores acumulam zinco e cobre e, portanto, podem ser ótimos indicadores da contaminação destes metais em riachos. Além disso, concluímos que a vegetação no entorno dos riachos reduz as frações de cobre biodisponíveis diminuindo assim, as concentrações desses nos organismos. Este trabalho reforça a necessidade de conservação da vegetação ripária para a garantia da integridade ecológica dos riachos.

Palavras-chave: raspadores. fragmentadores. predadores. vegetação ripária.

INTRODUÇÃO

Atividades intensivas, como a agricultura e a urbanização, têm sido responsável pelo aumento nas concentrações de metais em riachos (MILESI et al., 2009). Esses compostos químicos podem se tornar tóxicos ao ambiente quando depositados em excesso nos corpos hídricos (ROGEL et al., 2004). A toxicidade dos metais pode prejudicar as comunidades aquáticas e a saúde das pessoas que utilizam a água para o seu consumo (ZHU et al., 2015).

[1] Programa de Pós-Graduação em Ambientes Aquáticos Continentais- PPGBAC- Universidade Federal do Rio Grande-FURG. Av. Itália, Km 8 - Campus Carreiros, Rio Grande, Rio Grande do Sul. Rafacloureiro@gmail.com
[2] Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim).

No entanto, a toxicidade não é dependente apenas da concentração total de metal na água, devido principalmente a influência de fatores físicos, químicos e biológicos dos riachos (MAGALHÃES et al., 2015).

Os íons metálicos permanecem pouco tempo na coluna da água (SOARES et al., 1999). A maior parte das concentrações de metais é fixada no sedimento sob formas não biodisponíveis, levando a uma diminuição nas frações biodisponíveis para os organismos dos ecossistemas aquáticos (MAGALHÃES et al., 2015). Análises granulométricas sugerem que as menores frações do sedimento apresentam a maior toxicidade para a fauna aquática (SEGURA et al., 2016), por estar em constante contato com a coluna da água (SEGURA et al., 2016) e por suas frações apresentarem as maiores porções biodisponíveis para a fauna aquática (SOARES et al., 1999).

Para os organismos aquáticos, a exposição ao metal pode ocorrer de duas maneiras: a primeira, através da absorção direta na água e a segunda, pela alimentação (MAGALHÃES et al., 2015). De acordo com os mesmos autores, a alimentação é a principal fonte de exposição para organismos predadores e animais que se alimentam de detritos. As rotas de alimentação nos riachos podem iniciar por fonte alóctone, representados principalmente por folhas (detrito) presentes no entorno dos riachos (GONÇALVES et al., 2006) ou autóctone, geralmente representado pelo biofilme (GREGORY et al., 1987). A rota de alimentação a partir do detrito é o recurso utilizado pelos organismos fragmentadores (BOYERO et al., 2015), que acaba transformando o detrito em pequenas partículas e servindo como fonte de recurso para outros grupos tróficos funcionais (GTF) (e.g. coletores; CARVALHO e UIEDA, 2009).

A rota de alimentação do biofilme (herbivoria) constitui a principal fonte de alimento para os organismos raspadores (COLLINS et al., 2015). A retirada da vegetação ripária pode ser um fator importante para a redução na densidade de fragmentadores em riachos (TONELLO et al., 2016), enquanto que pode favorecer a densidade de raspadores pelo aumento da produção autóctone (LIES, 2006). A herbivoria realizada pelos raspadores, auxilia no controle da biomasssa de algas e biofilme em riachos (LIES, 2006). Além disso, o biofilme tem alto potencial de acumulação de metais, podendo ser uma importante fonte de acumulação de metais para a rota trófica dos herbívoros aquáticos. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi verificar a bioacumulação de zinco e cobre a partir de duas rotas alimentares (fragmentadores e herbívoros) da comunidade de invertebrados aquáticos.

MATERIAL E MÉTODOS

Desenvolvemos o estudo em 10 riachos de pequena ordem (≤ 2ª ordem), localizados na porção alta da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, no sul do Brasil entre as coordenadas (28º00'46"S e 52º48'12"O; 27º12'59"S e 51º40'15"O). Como critério de seleção dos riachos, utilizamos a porcentagem de vegetação arbórea e de uso agrícola nas zonas ripárias (buffer de 30 m em ambas as margens). Para esta quantificação utilizamos imagens de satélite e técnicas de geoprocessamento para análises dos usos da terra. A partir da definição dos riachos e quantificação dos usos, categorizamos cinco riachos com presença de agricultura (>80% de agricultura na zona buffer; chamados 'agrícolas') e cinco riachos com presença de vegetação arbórea natural (>80% de vegetação natural na zona buffer; chamados 'naturais').

Coletamos amostras de sedimento com um amostrador Corer (70 mm de diâmetro) a uma profundidade de 5 a 10 cm. Em laboratório, secamos o sedimento a temperatura inferior a 50ºC e peneiramos em peneira com malha <0,063 mm. O biofilme foi coletado através da raspagem do substrato pedregoso dos riachos. Coletamos os organismos com um amostrador Surber (área de 0,09 m²; malha de 250 μm). Foram coletadas três sub-amostras em cada riacho em substratos variados (e.g. pedras, folhas). Acondicionamos as amostras em sacos plásticos e encaminhamos para laboratório para posterior triagem e identificação dos invertebrados aquáticos. Após a chegada do material do campo, nós identificamos os organismos até o menor nível taxonômico possível utilizando chaves de Fernández e Domínguez (2001), Salles et al. (2004), Pes et al. (2005) e Costa et al. (2006). Consideramos duas rotas alimentares neste estudo: a rota dos herbívoros e a rota dos fragmentadores (Figura 1). Para análise dos metais, as larvas foram agrupadas de acordo com o GTF e incineradas a 550ºC/5 h. O material inorgânico restante da incineração foi diluído em HNO_3 1 mol L^{-1} e os metais foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica. O mesmo procedimento foi realizado com o sedimento, biofilme e detrito.

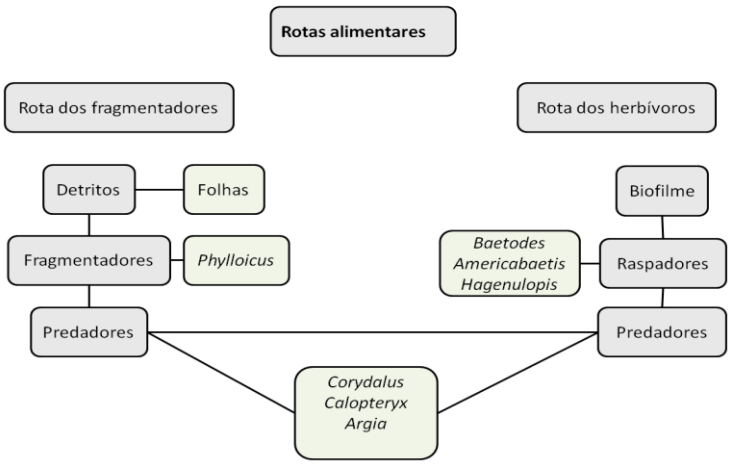


Figura 1 - Diferentes níveis tróficos utilizados nas rotas dos fragmentadores e nas rotas dos herbívoros.

O potencial de bioacumulação de metais pelos organismos para as rotas tróficas foi avaliado a partir do Fator de Bioacumulação (FBA) proposto por Klavinš et al. (1998). De acordo com o modelo, FBA = M(animal)/M(ambiente), onde M(animal) é a concentração de metais nos invertebrados e M(ambiente) é a concentração de metal no sedimento. Como trabalhamos com rotas alimentares também consideramos as concentrações do detrito e biofilme sobre o sedimento. Segundo o modelo, o processo de bioacumulação ocorre quando as concentrações de metais nos organismos são maiores do que no sedimento. Sendo assim, a ocorrência de bioacumulação se dá quando os organismos apresentarem valores de FBA>1.

RESULTADOS

Fator de bioacumulação nas rotas alimentares

O fator de bioacumulação apresentou diferentes valores entre as rotas alimentares e tipos de riachos analisados. Na rota de herbivoria o zinco bioacumulou em todos os níveis tróficos estudados em ambas as categorias de riachos (Figura 2A). Na rota dos fragmentadores, os fragmentadores e predadores bioacumularam zinco nos riachos agrícolas. Enquanto que nos riachos naturais houve bioacumulação em todos os níveis tróficos desta rota (Figura 2B).

O cobre apresentou um padrão distinto de bioacumulação pelos organismos nas duas rotas alimentares. Os organismos acumularam cobre apenas nos riachos agrícolas. Na rota da herbivoria, o cobre foi bioacumulado em todos os níveis tróficos (Figura 2C). Na rota dos fragmentadores, o cobre foi bioacumulado pelos fragmentadores e predadores (Figura 2D).

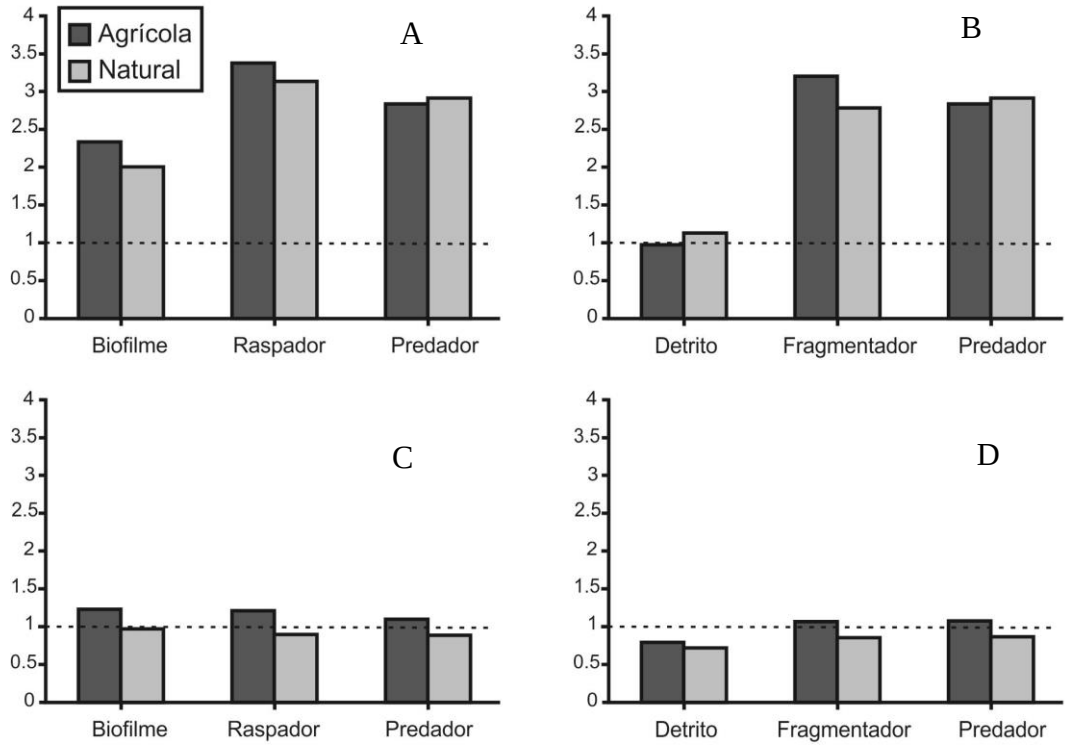


Figura 2 - Fator de bioacumulação (FBA) nas rotas de alimentar dos detritívoros e dos herbívoros, a linha representa o limite de bioacumulação. A: Valor de FBA de Zn sobre a rota alimentar dos herbívoros; B: valor de FBA de Zn sobre a rota alimentar dos fragmentadores; C: valor de Cu sobre a rota alimentar dos herbívoros; D: valor de Cu sobre a rota alimentar dos fragmentadores.

DISCUSSÃO

Observamos variações nas concentrações dos metais nas diferentes rotas alimentares estudados. Os organismos bioacumularam quantidades diferentes de cobre e zinco, sendo que este último foi mais bioacumulado. Acreditamos que esses resultados ocorreram porque: (i) as propriedades físicas e químicas do sedimento influenciam diretamente a mobilidade e disponibilidade do metal no ambiente (SEGURA et al., 2016), interagindo de forma diferenciada com o zinco e o cobre. Portanto, as características locais do sedimento (e.g. silte e argila) podem influenciar na disponibilidade do zinco e cobre no ambiente e consequentemente, a bioacumulação do metal pelos organismos. (ii) A toxicidade do cobre é maior que a do zinco para a fauna de invertebrados aquáticos (CLEMENTS et al., 2013). Desta forma, os menores valores de cobre bioacumulado nos organismos podem estar associados aos níveis de toxicidade do cobre. Esta toxicidade envolve desde a diminuição do metabolismo (e.g. redução na taxa de decomposição por organismos detritívoros) (HUNTING et al., 2013), bem com a sucessão ecológica por organismos adaptados a ambientes perturbados (GARDHAM et al., 2014).

O fator de bioacumulação indicou que apenas os organismos em riachos agrícolas estão bioacumulando o cobre a partir do sedimento. Como os riachos florestados recebem grande quantidade de matéria orgânica alóctone, este material é constantemente processado pelos organismos. Assim, o carbono orgânico dissolvido liberado no processo de decomposição liga-se aos íons metálicos reduzindo as frações biodisponíveis de metais para os organismos aquáticos (PRUSHA e CLEMENTS, 2004). Ou seja, a vegetação no entorno dos riachos exerce um papel importante no controle das frações biodisponíveis de cobre nos ambientes aquáticos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados evidenciam a importância que a vegetação exerce sobre as concentrações de cobre para a fauna aquática. Cobre bioacomulou nos organismos apenas nos riachos com agricultura. Por ser tóxico à fauna aquática o cobre pode prejudicar essa comunidade alterando a sua estrutura e funcionamento. Com base nesses resultados, reforçamos a importância da conservação de vegetação ripária que, além de alterar a ciclagem de nutrientes e a fauna de invertebrados aquáticos, já mencionados em outros trabalhos, pode ser uma fonte importante na redução de metais como o cobre nos ambientes aquáticos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a PROSUP/CAPES por ter concedido bolsa de estudos ao R.C. Loureiro. À FAPERGS por ter concedido bolsa de estudos a M.N. Menegatti. Ao Rodrigo Fornel pelo auxílio na geração das imagens. A Silvia Milesi e Amanda Binotto pelo auxílio durante a identificação dos organismos. L.U. Hepp recebeu apoio financeiro do CNPq (processo 421632/2016-0).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOYERO, L.; PEARSON, R.; SWAN, C. M.; HUI, C.; ALBARINO, R.; ARUNACHALAN, R.; CALLISTO, M.; CHARA, J.; CHARA-SERNA, A. M.; CHAUVET, E.; CORNEJO, A.; DUDGEON, D.; ENCALADA, A.; FERREIRA, V.; GESSNER, M. O.; GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; HELSON, J.; MATHOOKO, J.; MCKIE, B.; MORETTI, M. S.; YULE, C. Latitudinal gradient of nestedness and its potential drivers in stream detritivores. **Ecography**. v. 38, n. 9, p. 1-7, 2015.

CARVALHO, E.M; UIEDA, V.S. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. **Zoologia**. v. 26, n. 4, p. 694–704, 2009.

COSTA, C.;, IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Holos, Ribeirão Preto, São Paulo, 2006.

CLEMENTS, W.H.; CADMUST, P.; BRINKMAN, S. F. Responses of Aquatic Insects to Cu and Zn in Stream Microcosms: Understanding Differences Between Single Species Tests and Field Responses. **Environmental Science & Technology**. 47, 7506- 7513. 2013.

COLLINS, S. M.; KOHLER, T. J.; THOMAS, S. A.; FETZER, W. W.; FLECKER, A. S. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. **Oikos.** v. 125, p. 674–685, 2016.

FERNANDEZ, H.R.; DOMINGUES, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán, UNT, 2001

GARDHAM, S.; CHARITON, A.A.; HOSE, G.C. Invertebrate community responses to a particulate- and dissolved-copper exposure in model freshwater ecosystems. **Environmental Toxicology and Chemistry**. n.33, p. 2724- 2732, 2014.

GONÇALVES, J.F.Jr.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 49, n. 6, p. 967-973, 2006.
GREGORY, S.V.; LAMBERTI, G.A.; ERMAN, D.C.; KOSKI, K.V.; MURPHY, M.L.; SEDELL, J.R. Influence of forest practices on aquatic production. **In: Salo E.O., Cundy, T.W. (Eds.), Symposium Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions**. University of Washington, Seattle, WA, 1986, pp. 233–255, 1987.

HUNTING, E.R.; MULDER, C.; KRAAK, M.H.S,; BREURE, A.M.; ADMIRAAL, W. Effects of copper on invertebrate–sediment interactions. **Environmental Pollution**. v.180, p.131-135, 2013.

KLAVINŠ, M.;, BRIEDE, A.;, PARELE, A.;, RODINOV, V.;, KLAVINA, I. ; Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia. **Chemosphere**. v.36, p. 3043-3053, 1998.

LIES, A. Nutrient Stoichiometry in Benthic Food Webs – Interactions Between Algae, Herbivores and Fish. **Acta Universitatis Upsaliensis.** v.197, p. 1-44, 2006.

MAGALHÃES, D.P.; MARQUES, M.R.C.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. **Environmental Chemistry Letters**. v. 13, n. 1, p. 69-87, 2015

MILESI, S.V.; BIASI, C.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. Efeito de metais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. v. 30, n. 3, p. 283-289, 2008.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.N. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**. v. 49, p. 181-204, 2005.

PRUSHA, B.;, WILLIAM H.; CLEMENTS, H.W. Landscape attributes, dissolved organic C, and metal bioaccumulation in aquatic macroinvertebrates (Arkansas River Basin, Colorado). **Journal of the North American Benthological Society**. v.23, p.327-339, 2004.

QU, X.; WU, N.; TANG, T.; CAI, Q.; PARK, Y.S. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. **Annales de Limnologie -International Journal of Limnology**. v. 46, n. 4, p. 291-302, 2010.

ROGEL, J. A.; APARICIO, M. J. R.; INIESTA, M. J. D., LOZANO, R. A. Metals and soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of Mar Menor Lagoon, SE Spain. **Fresenius Environmental Bulletin**. v. 13, n. 3b, p. 274–278, 2004.

SALLES F.F.; DA-SILVA E.R.; HUBBARD M. D.; SERRÃO J. E. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, n. 4, p. 1-34, 2004.

SEGURA, R; ARANCIBIA, V.; ZÚÑIGA, M.C.; PASTÉN, P. Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations instream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. **Journal of Geochemical Exploration,** v.91, p.71-80, 2016.SOARES, H. M. V. M.; BOAVENTURA, R. A. R.; MACHADO, A. A. S. C.; SILVA, J. C. G. E. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. **Environmental Pollution,** v.5, p. 311-323, 1999.

TONELLO, G.; NAZILOSKI, L. A.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnetica**. v.35, n. 1, p. 243-252, 2016.

ZHU, F.; QU, L.; FAN, W.; WANG, A.; HAO, H.; LI, Z.; YAO, S. Study on heavy metal levels and its health risk assessment in some edible fishes from Nansi Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 187, n. 4, p. 161, 2015.

DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERANTE NATIVO APÓS 10 ANOS DO EVENTO REPRODUTIVO DE *Merostachys multiramea* HACK.

Claudenice H. Dalastra[1]
Elisabete M. Zanin[2]
Tanise L. Sausen[2]
Marcelo Malysz[3]
Ághata C. Artusi[1]

RESUMO

As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em diferentes níveis ao longo do tempo e do espaço. Essa dinâmica relaciona-se tanto às interações com o ambiente como entre os indivíduos. A reprodução vegetativa de bambus e taquaras por meio de rizomas, rápido crescimento e elevada densidade de colmos por área tornam as espécies de bambu altamente competitivas. Ao suprimir ou retardar o recrutamento e a colonização de espécies arbóreas, interferem na regeneração natural da floresta. *Merostachys multiramea* Hack. é uma espécie de bambu lenhoso, de floração cíclica e massiva a cada 31-33, tendo seu último evento reprodutivo registrado no sul do Brasil registrado entre os anos de 2006 e 2008. Após a floração, todos os colmos de bambu morreram gerando várias clareiras. Assim, desde de 2008 vem sendo feito o monitoramento da dinâmica da regeneração florestal no Horto Municipal de Erechim após esse evento reprodutivo. Com base nisso, nosso objetivo foi avaliar a regeneração natural de espécies arbóreas sob a influência de *M. multiramea* na área após 10 anos do evento reprodutivo. Para isso realizamos o levantamento florístico das unidades amostrais fixas utilizadas nos levantamento anteriores. Utilizamos uma ANOVA para calcular a variação da abundância e a riqueza entre os anos. A diversidade foi calculada por meio do índice de Shannon, além de uma regressão linear para verificar a influência da bambúsea sobre o compomente regenerante. A espécie com maior abundância na área foi *Cupania vernalis* Cambess., seguida de *Pilocarpus pennatifolius* Lem. e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. Até seis anos após o evento reprodutivo, a riqueza de espécies não mudou ao longo do tempo, mas a densidade aumentou temporalmente. Após 10 anos, observou-se um aumento na abundância de indivíduos regenerantes, mas redução na riqueza de espécies e aumento no índice de diversidade, o que sugere um conjunto de processos que se constituem numa dinâmica de mosaicos. Apesar de *M. multiramea* não apresentar influência direta sobre a riqueza e abundância do componente arbóreo regenerante, promove alterações no micro-habitat do remanescente, modificando as condições luminosas e dificultando a colonização de espécies.

Palavras-chave: Dinâmica florestal. Bambúseas. Regeneração. Incidência luminosa. Subosque.

INTRODUÇÃO

As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em diferentes níveis ao longo do tempo e do espaço (ROSSI et al., 2007). Essa dinâmica está comumente relacionada a processos organizacionais e interações com variáveis ambientais, bem como às próprias interações entre os indivíduos (MICHALET et al., 2006). A distribuição e qualidade de microssítios, tal como os processos locais de morte e

[1] Acadêmica do Curso de Ciências Biológicas da URI- Campus Erechim, Departamento de Ciências Biológicas, dalastra_ch@hotmail.com
[2] URI-Campus de Erechim, Depto. Ciências Biológicas.
[3] Bolsista PNPD – Pós-Doutorado PPG Ecologia - URI Erechim.

recrutamento, podem promover a facilitação ou competição entre indivíduos. Esses fatores afetam diretamente o crescimento e a mortalidade no banco de sementes e nos estágios de desenvolvimento inicial das plântulas (CLARK et al., 1999; SANTOS et al., 2012).

As variações espaciais e temporais de parâmetros florísticos e estruturais do componente regenerativo no sub-bosque de florestas estão diretamente associadas à fatores abióticos, principalmente a incidência de luz (SCHNITZER et al., 2000), e bióticos, como a presença de lianas (BROKAW, 1987; MONTGOMERY e CHAZDON, 2002). Em florestas fechadas não perturbadas ou em estádios sucessionais mais avançados, o recrutamento de espécies pioneiras e secundárias iniciais está condicionado ao surgimento de clareiras (BROKAW, 1987). A formação de clareiras influencia de forma diferenciada as taxas de germinação, mortalidade e desenvolvimento de espécies florestais, tendo um papel importante na dinâmica de regeneração florestal em pequenas escalas (WHITMORE, 1989).

Os bambus e taquaras compreendem o maior e mais bem-sucedido grupo de gramíneas encontradas em florestas tropicais (SENDULSKY, 1997). A forma de reprodução vegetativa por meio de rizomas, o rápido crescimento e a elevada densidade de colmos por área tornam as espécies de bambu altamente competitivas (SANTOS et al., 2012). Pelo seu poder de colonização apresentam ainda um importante papel na dinâmica florestal, principalmente em florestas fragmentadas. Ao suprimir ou retardar o recrutamento e a colonização de espécies arbóreas, interferem na regeneração natural da floresta além de afetar a sobrevivência e o crescimento de indivíduos adultos (GONZÁLES et al. 2002).

As bambúseas, em grande parte, possuem um ciclo de vida incomum, variando de 3 a 120 anos. O ciclo de vida termina após um único evento reprodutivo que leva à floração em massa e abundante produção de sementes (McCLURE, 1973; KEELEY e BOND, 1999). Merostachys multiramea Hack. é uma espécie de bambu lenhoso de ampla distribuição no sul do Brasil, de floração cíclica e massiva a cada 31-33 anos (SCHMITT e LONGHI-WAGNER, 2009). O último evento reprodutivo registrado no sul do Brasil foi entre os anos de 2006 e 2008. Após a floração, todos os colmos de bambu morreram gerando várias clareiras de tamanhos diferentes no interior das florestas (BUDKE et al. 2010), com um padrão temporal influenciando a estrutura florestal (SANTOS et al., 2010; CAPELESSO et al., 2016).

Tendo essas premissas por base, bem como os trabalhos de Budke et al. (2010), Santos et al. (2010) e Capelesso et al. (2016), nosso objetivo foi avaliar a regeneração natural de espécies arbóreas em um remanescente florestal sob a influência de *Merostachys*

multiramea Hack após 10 anos do evento reprodutivo. As hipóteses testadas neste estudo são de que em áreas onde há maior adensamento de *M. multiramea* a abundância e riqueza de espécies do componente florestal regenerante são menores quando comparadas a áreas onde a presença da bambúsea é reduzida; após 10 anos do evento reprodutivo de *M. multiramea*, a similaridade é maior do que os anos anteriores (dois, quatro e seis anos) e de que o aumento na altura dos bambus no decorrer dos anos favoreceu o desenvolvimento de espécies tolerantes à sombra na área.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Horto Florestal Municipal de Erechim localiza-se na região Alto Uruguai do estado do Rio Grande do Sul, na zona rural do município e próximo a BR 135, entre as coordenadas 27º42’43” e 27º43’13”S e 52º18’05” e 52º18’43”O. Está inserido em uma matriz agrícola na Bacia Hidrográfica do Rio Cravo (SEMA, 2012). Caracteriza-se por ser um fragmento de vegetação arbórea nativa em uma zona de transição fitoecológica entre a Floresta Estacional Decídua e a Floresta Ombrófila Mista (JARENKOW e BUDKE, 2009).

O levantamento fitossociológico do componente regenerativo foi realizado alocando 20 unidades amostrais de 10 x 10 m no remanescente, já definidas em trabalhos conduzidos anteriormente para monitoramento nos locais de floração de *M. multiramea* (BUDKE et al., 2010). Foram mensurados todos os indivíduos com altura ≥ 0,30 m quanto ao diâmetro à altura do solo (DAS) e diâmetro à altura do peito (DAP) para árvores adultas. Foram considerados regenerantes os indivíduos com altura > 0,30 m e <1 m. A determinação das espécies foi realizada *in loco* ao nível de espécie e, para espécies não determinadas, o material coletado foi processado conforme procedimento padrão de herborização no Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal (ECOSSIS) da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Erechim, para posterior identificação.

Análise de dados

Neste trabalho foram utilizados, além dos dados coletados, os dados dos levantamentos florísticos de 2008, 2010, 2012, totalizando dois, quatro seis e dez anos após o evento reprodutivo de *M. multiramea*. As diferenças na riqueza e abundância de espécies entre os anos foram analisadas por meio de uma ANOVA one-way, seguida de teste de Tukey. A diversidade foi calculada por meio do índice de Shannon e a similaridade por meio

do índice de Bray Curtis. Ainda, buscamos verificar se a abundância e riqueza das plântulas estão relacionadas com a altura e abundância dos colmos de por meio de uma correlação linear simples. Todas as análises foram desenvolvidas por meio do programa estatístico PAST versão 2.17 (HAMMER et al., 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 1493 indivíduos no levantamento. A espécie com maior abundância na área foi *Cupania vernalis* Cambess. (39%) (Figura 2A), seguida de *Pilocarpus pennatifolius* Lem. (14,2%) (Figura 2B) e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg (7,9%) (Figura 2C). *C. vernalis* é uma espécie emergente e dependente de luz, sugerindo a associação da mesma à presença de clareiras provocadas pelos diferentes estratos verticais de *M. multiramea*. As outras duas espécies são de sub-bosque e tolerantes à sombra, provavelmente associadas com o estabelecimento após o crescimento de *M. multiramea*, bem como com o sub-bosque formado pelos indivíduos juvenis.

Em todos os levantamentos anteriores as espécies mais abundantes foram também *C. vernalis* e *A. concolor*. A primeira é considerada uma espécie secundária inicial e heliófita, que necessita de ampla exposição à luz solar para seu pleno desenvolvimento (MARCHIORI, 2000). A segunda é uma espécie que compõe o estrato inferior, sendo comum no sub-bosque florestal, e também observada em estágios avançados de sucessão (NASCIMENTO et al., 2000).

Até seis anos após o evento reprodutivo foi observado um aumento na densidade de indivíduos, reduzindo nos quatro anos seguintes (Tabela 1). Até seis anos após o evento reprodutivo, a riqueza de espécies não mudou ao longo do tempo, mas a densidade aumentou temporalmente. O índice de diversidade apresentou uma redução ao longo desse tempo. Após 10 anos, observou-se aumento na abundância e redução na riqueza de espécies regenerantes, além de aumento no índice de diversidade. Os parâmetros estruturais indicam um cenário semelhante ao de dois anos após a floração (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade observados para dois, quatro, seis e 10 anos após o evento reprodutivo de Merostachys multiramea no horto municipal de Erechim, RS.

	2008	**2010**	**2012**	**2016**	**F**	***P***
Riqueza de espécies	56a	64b	62b	47a	9,91	<0,01
Abundância	469a	617[a]	988b	1493c	10,45	<0,01
Diversidade de Shannon (H')	2,61	2,42	2,13	2,29	--	--
Equabilidade de Pielou (J')	0,64	0,58	0,51	0,64	--	--

De acordo com os critérios de inclusão adotados neste estudo, mínimo de 30 cm de altura, é provável que grande parte dos indivíduos amostrados se estabeleceu antes do processo de morte *de M. multiramea*. Ou seja, a estrutura de regeneração observada é um reflexo de processos que ocorreram antes, durante e após a reprodução desta espécie, com mudanças estruturais em curto prazo. Estas fases, chamadas de "fase de reorganização" e "fase de novos recrutamentos" (GONZÁLEZ et al., 2002), envolvem o crescimento acelerado das plântulas já existentes durante o evento, bem como o recrutamento a partir de sementes que chegaram nas clareiras ou que faziam parte do banco de sementes prévio.

Em um trabalho realizado paralelamente (BREDA et al., dados não publicados) foi possível verificar, por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS), um agrupamento entre os anos mais recentes de coleta (2011 e 2016) e separado dos anos iniciais (2007 e 2009). Ainda, foi observada a maior riqueza de espécies no ano de 2009, sendo que os anos de 2007 e 20011 apresentaram riqueza semelhante, enquanto no ano de 2016 foi observada menor riqueza rarefeita. Esse padrão corrobora com o resultado encontrado por Capelesso et al. (2016), em que a tendência é de estabilidade da floresta após o evento reprodutivo, com os efeitos do bambu ocorrendo até três anos, no máximo seis anos após.

Por meio da correlação linear (Figura 1) foi possível verificar que nem a altura, nem a abundância de indivíduos de *M. multiramea* estiveram associadas diretamente com a abundância e riqueza do componente regenerante na nossa área amostral. Ainda, a Figura 1 demonstra uma tendência de redução de riqueza e abundância do componente regenerante acompanhando, principalmente, o aumento da altura da bambúsea. Isso sugere que apesar de a *M. multiramea* não apresentar relação direta sobre a riqueza e abundância do componente arbóreo regenerante, promove alterações no micro-habitat do remanescente, modificando, principalmente, as condições luminosas, reduzindo a entrada de luz e dificultando a colonização de espécies de dossel.

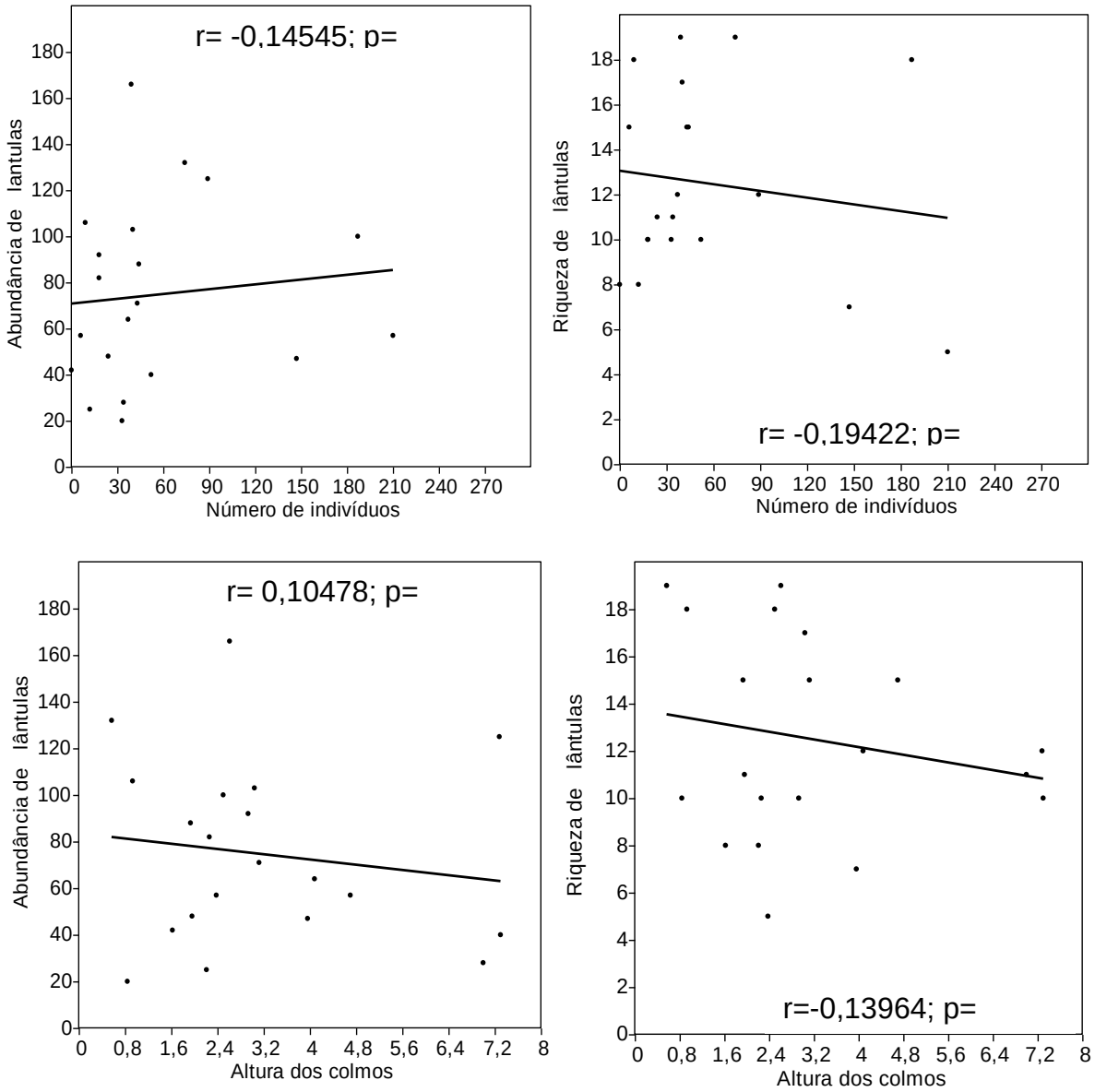


Figura 1 - Correlação linear do número de indivíduos e altura dos colmos de *Merostachys multiramea* para abundância e riqueza do componente regenerante nativo e no Horto Florestal Municipal de Erechim, Rio Grande do Sul.

Os bambus influenciam diretamente os processos demográficos das populações arbóreas e da comunidade A presença destes no sub bosque de florestas subtropicais gera um forte efeito negativo sobre a diversidade de espécies arbóreas nativas, sobretudo pela forte presença competitiva, inibindo a germinação e estabelecimento de plântulas e dificultando os processos de regeneração florestal (SANQUETTA, 2007).

CONCLUSÕES

Tendo em vista o intervalo de quatro anos desde o último levantamento deve-se considerar, além do recrutamento de indivíduos novos, o crescimento dos indivíduos pré-

existentes. Parte do componente regenerante do último levantamento já deve estar incluso como indivíduos juvenis no sub-bosque do remanescente. Além disso, apesar da redução na riqueza de espécies quando comparado aos 6 anos, o aumento no índice de diversidade sugere uma dinâmica de processos que se constituem numa dinâmica de mosaicos. Ainda, o compartilhamento de cenário do levantamento de 10 anos com o de dois anos, associados com a ausência de similaridade entre estes dois levantamentos, sugere uma tendência de estabilidade na dinâmica do remanescente.

AGRADECIMENTOS

À URI-campus Erechim pelo financionamento da bolsa, ao Marcelo Malysz e a equipe do laboratótio ECOSSIS pelo auxílio em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARRATO, C.; ZANIN, E.M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 1345-1349, 2010.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 9-19, 1987.

CAPELLESSO, E.S.; WEIRICH, R.; DARIVA, G.; SAUSEN, T. L.; ZANIN, E. M. Influence of bamboo dieback on arboreal diversity in a subtropical forest fragment. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 89, p. 1-6, 2016.

CLARK, J. S.; BECKAGE, B.; CAMILL, P.; CLEVELAND, B.; LAMBERS, J. H. R.; LICHTER, J.; MCLACHLAN, J.; MOHAN, J.; WYCKOFF, P. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, v. 86, n. 1, p. 1-16, 1999.

GONZÁLEZ, M.E.; DONOSO, C. Producción de semillas y hojarasca en Chusquea quila (Poaceae: Bambusoideae), posterior a su floración sincrónica en la zona centro-sur de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v.72, n.2, p.169-180, 1999.

GUO, Q., TAPER, M., SCHOENBERGER, M., BRANDLE, J. Spatial-temporal population dynamics across species range: from center to margin. **Oikos**, v. 108, n. 1, p. 47-57, 2005.

JARENKOW, J.A. e BUDKE, J.C. **Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes florestais com *Araucaria angustifolia* no Brasil**. Pp. 113-126. In: FONSECA, C.S.D., SOUZA, A.F., ZANCHET, A.M.L., DUTRA, T., BACKES, A., GANADE, G.M.S. (Orgs.). Floresta com araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Ribeirão Preto, Holos. 2009.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., AND P. D. RYAN, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, v. 4, n. 1, 9pp.

IORIS, E. M. Na trilha do manejo científico da floresta tropical: indústria madeireira e florestas nacionais. **Ciências Humanas**, v. 3, n. 3, p. 289-309, 2008.

KEELEY, J.E.; BOND, W.J. Mast fl owering and semelparity in bamboos: the bamboo fi re cycle hypothesis. American Naturalist, v.154, p. 383-391, 1999.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MELO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 26, p. 74-83, 2012.

MARCHESINI, V.A.; SALA, O.E.; AUSTIN, A.T. Ecological consequences of an massive flowering event of bamboo (Chusquea culeou) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. **Journal of Vegetation Science**, n. 40, v. 3, p. 424-432, 2009.

MARCHIORI, J. N. C. **Dendrologia das angiospermas: das bixáceas às rosáceas**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 2000. 240p.

MCCLURE, F.A. 1973. Genera of bamboos native to the New World (Gramineae: Bambusoideae). **Smithsonian Contribution to Botany**, v. 9, p. 1-148.

MICHALET, R.; BROOKER, R.W.; CAVIERES, L.A.; KIKVIDZE, Z.; LORTIE, C.J.; PUGNAIRE, F.I.; VALIENTE-BANUET, A.; CALLAWAY, R.M. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? **Ecology Letters**, n. 9, p. 767-773, 2006.

MONTGOMERY, R. A.; CHAZDON, R. L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, v. 131, p. 165-174, 2002.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; ALVAREZ FILHO, A.; GOMES, F. S. Análise da diversidade florística e dos sistemas de dispersão de sementes em um fragmento florestas na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea**, n.12, p.49-67, 2000.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; ARCE, J. E.; SANQUETTA, C. R. Modelagem de recrutamento em florestas. **Floresta**, v. 37, n. 3, p. 453-467. 2007.

SANQUETTA, R.C. Controle de taquaras como alternativa para a recuperação da Floresta com Araucária. Pesquisa Florestal Brasileira, n. 55, p. 45-53, 2007.

SANTOS, C.; BUDKE, J.C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de Merostachys multiramea Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botânica Brasílica**, v. 26, n. 1, p. 218-229. 2012.

SCHMIDT, R.; LONGHI-WAGNER, H.M. A tribo bambuseae (Poaceae: Bambusoideae) no Rio Grande do Sul. Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.7, n. 71-128, 2009.

SCHNITZER, S.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for na alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 4, p. 655-666, 2000.

SEMA. Plano De Gestão Do Horto Florestal Municipal De Erechim. 2012. Disponível em:

http://www.pmerechim.rs.gov.br/uploads/files/Plano_Gest%C3%A3o_Horto_Florestal_2012.pdf. Acessado em 12/01/2016.

SENDULSKY, T. Twelve new species of Merostachys (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) from Brasil. **Novon**, v.7, p. 285-307, 1997.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, p. 536-538, 1989.

IMPORTÂNCIA DE DUAS PALMEIRAS CHAVE NA MATA ATLÂNTICA SUBTROPICAL

Patrick Luiz Bola Gonsales[1]
Larissa Inês Squinzani[1]
Carlos Rodrigo Brocardo[2]

RESUMO

As palmeiras são as espécies de plantas vasculares mais abundantes nos trópicos, possuindo uma grande importância como recurso alimentar para uma grande quantidade de animais. Algumas palmeiras frutificam em épocas de escassez de outros recursos, indicando assim que as palmeiras podem ser recursos chave para frugívoros tropicais. O objetivo desse estudo foi analisar a interação da fauna com frutos de duas palmeiras (jerivá *Syagrus romanzoffiana* e palmito-juçara *Euterpe edulis*) na Mata Atlântica. Com armadilhas fotográficas, monitoramos a remoção dos frutos das palmeiras no Parque Nacional do Iguaçu. Os resultados para o palmito-juçara consistiram em 1.703 interações da fauna com os frutos, e o jerivá obteve 1.293 interações. Sete espécies de mamíferos de médio e grande porte se alimentaram dos frutos do palmito, além de pequenos roedores e quatro espécies de aves. Enquanto oito espécies de mamíferos, seis aves e passeriformes se alimentaram de frutos de jerivá. Para ambas as espécies houve predomínio de interações com cutia (*Dasyprocta azarae*), mamífero de médio porte mais abundante na área de estudo. Os resultados indicaram que as duas palmeiras são importantes para o fornecimento de recursos para a fauna, o que se soma a produção de frutos durante o inverno (período de escassez de outros recursos) e a alta previsibilidade temporal e quantitativa, possibilitando a classificação dessas espécies como chave no fornecimento de recursos à fauna na Mata Atlântica subtropical.

Palavras-chave: Interação. Dispersão. Espécie-chave. Jerivá. Palmito

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais, são considerados os ambientes mais ricos em biodiversidade no planeta, sendo a Mata Atlântica um dos 25 *hotspots* mundiais da biodiversidade (MYERS et al., 2000). O bioma Mata Atlântica, abriga, aproximadamente, 20.000 espécies de plantas vasculares e 2.300 espécies de vertebrados (MITTERMEIER et al., 2004; FONSECA et al., 2004).

As palmeiras são as espécies de plantas vasculares mais abundantes nos trópicos, possuindo uma grande importância como recurso alimentar para uma grande variedade de espécies. Seus frutos são utilizados como recurso alimentar por um grande número de espécies animais. Por serem em geral frutos ricos em fontes de energia, apresentando grande quantidade de óleos e carboidratos (FLEURY, 2003; DONATTI, 2004; PIRES, 2006), estão disponíveis em longos períodos do ano, indicando que as palmeiras podem ser espécies chave para frugívoros tropicais (GALETTI et al., 1992; HENDERSON et al., 2000; DONATTI, 2004; RIBEIRO, 2004; BECK, 2006; GALETTI et al., 2006; PIRES, 2006).

[1] Acadêmico de Ciências Biológicas (Universidade Estadual do Oeste do Paraná), patrick_lbg_@hotmail.com
[2] Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação/Curitiba, PR.

Espécies chave são caracterizadas por apresentarem um alto número de espécies animais que as utilizam, produção de recursos em época de escassez de outros alimentos e alta previsibilidade (produzem frutos todos os anos, sem grandes alterações na quantidade produzida) (PERES, 2000). O jerivá (*Syagrus romanzoffiana)* possui sua distribuição em toda a América do Sul desde sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, ainda no Paraguai, na Argentina e no Uruguai. Ocorre em diferentes habitats como Florestas Subtropicais e de Araucárias, Floresta Atlântica, cerrados, estepes e restingas costeiras, em campos sujos e em florestas secundárias jovens, mas também em florestas secundárias tardias e florestas maduras (GUIX e RUIZ, 2000; LORENZI, 2002, 2004). O palmito-juçara (*Euterpe edulis*) ocorre na Mata Atlântica, desde o Rio Grande do Norte até a metade do Rio Grande do Sul, habitando principalmente a Floresta Ombrófila Densa e parte da Floresta Estacional (HENDERSON, 2000). Segundo Reis e Kageyama (2000) *E. edulis* desempenha papel importante na floresta, onde cada planta adulta pode gerar entre 8.000 e 10.000 frutos por ano, servindo, como recurso alimentar para aves e mamíferos.

Embora a importância das palmeiras para animais seja bem conhecida em ambientes tropicais, pouco se sabe sobre a dependência de frutos de palmeiras pela fauna em ambientes subtropicais, onde tanto a riqueza de espécies de palmeiras é menor, quanto a sazonalidade de recursos é maior. Nessa pesquisa, buscou-se avaliar a interação da fauna com as duas palmeiras de grande porte mais comuns na Mata Atlântica subtropical: o jerivá e o palmito-juçara.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Iguaçu (ParNa Iguaçu) no extremo oeste do Paraná, nas coordenadas 25°22'24”S e 54°2'33"O. O ParNa Iguaçu abriga uma das maiores florestas do Paraná, com cerca de 185.000 ha, representada por Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária) e Formações Pioneiras Aluviais (IBAMA, 1999). O clima é temperado, com temperaturas entre 18 e 20ºC, tendo máximas de 34 a 36ºC e mínimas de -8 a 4ºC. A média pluviométrica anual oscila entre 1.500 e 1.750 mm. Outubro, novembro, dezembro e janeiro são os meses com maiores índices chuvosos, e junho, julho e agosto os meses com menores pluviosidades. (Instituto Tecnológico SIMEPAR – Sistema Meteorológico do Paraná).

O experimento foi executado com auxílio de armadilhas fotográficas (Modelo NatureViewCamHDEssential, Bushnell Outdoor Products, Overland Park, Kansas, EUA),

sendo que 10 armadilhas foram colocadas imediatamente abaixo dos jerivás e as outras 12 armadilhas abaixo dos palmiteiros, a uma distância mínima de 350 m entre os pontos amostrais dos indivíduos, por um mês consecutivo. As máquinas foram fixadas em trocos de árvores a uma altura entre 20 e 30 cm do solo, usadas na função vídeo (10 s) com intervalo de 1 segundo. Aproximadamente a 1,7 m a frente da máquina, foram disponibilizados frutos das respectivas palmeiras, colhidos no local.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Registrou-se um total de 1.703 interações de animais com frutos de *E. edulis* e um total de 1.293 interações de animais com os frutos de *S. romanzoffiana*. Frutos de palmitos foram consumidos por sete espécies de mamíferos de médio e grande porte, por pequenos roedores e quatro espécies de aves (Tabela 1). Oito espécies de mamíferos, seis aves e passeriformes se alimentaram de frutos de jerivá (Tabela 1).

A espécie com o maior número de interações com *E. edulis* foi a cutia (*Dasyprocta azarae*) correspondendo a 68,4% do total de interações, seguida pelos pequenos roedores (família Cricetidae, agrupados devido à incerteza na identificação das espécies por meio dos vídeos) com 27,1%. No entanto, quando as cutias interagiram com os frutos de palmito, em 86,7% das vezes o fruto (incluindo a semente) foi predado por completo, em 6,9% houve a estocagem do fruto no solo e em 6,2% dos eventos, os frutos foram removidos do local, provavelmente para serem estocados em outros locais. Os pequenos roedores, removeram 69,5% das sementes e predaram 30,5% no local. Embora a remoção das sementes por pequenos roedores não signifique que todas serão predadas, a probabilidade de as mesmas virem a gerar outros indivíduos é baixa, já que esses pequenos roedores estocam as sementes em suas tocas localizadas a grandes profundidades).

A interação de mamíferos de médio e grande porte (*Didelphis aurita, Cuniculus paca, Mazama americana, Mazama nana* e *Pecari tajacu*) correspondeu a apenas 2,3% das interações com frutos de palmito. Nesses casos, houve o consumo inteiro do fruto e semente mediante a mastigação, o que resulta na destruição das sementes, inviabilizando a dispersão das mesmas. Já referente as aves de solo, houve dois tipos de interações, correspondendo 1,9%, aos pequenos tinamídeos (*Crypturellus* sp.) que engoliram os frutos inteiros (o que resulta na destruição da semente pela moela adaptada para quebrar sementes), e urus (*Odontophorus capueira*) (Figura 1B) consumiram apenas a polpa sem remover as sementes do local.

Tabela 4 - Porcentagem das espécies no consumo de palmito (Syagrus romanzoffiana) e jerivá (Euterpe edulis).

	% de interações	
Espécies (ou grupos)	Palmito-juçara	Jerivá
Crypturellus sp	0,12	0,00
Odontophorus capueira	1,82	0,00
Penelope superciliaris	0,00	0,46
Turdus rufiventris	0,12	0,00
Turdus leucomelas	0,00	0,93
Cyanocorax chrysops	0,00	0,31
Leptotila verreauxi	0,00	0,08
Baryphthengus ruficapillus	0,12	0,31
Gallaria varia	0,00	0,08
Passeriformes	0,00	2,47
Didelphis aurita	0,12	1,62
Mazama nana	0,06	0,00
Mazama americana	0,06	0,00
Eira barbara	0,00	0,93
Nasua nasua	0,12	0,00
Procyon cancrivorus	0,00	1,39
Pecari tajacu	1,53	1,39
Cuniculus paca	0,41	1,39
Dasyprocta azarae	68,41	76,64
Guerlinguetus brasiliensis	0,00	6,11
Cricetidae	27,13	0,00
Tapirus terrestris	0,00	5,80

Outras aves (*T. rufiventris* e *B. ruficapillus*) tiveram 0,2% interações com frutos de *E. edulis*, onde engoliram os frutos inteiros, o que possibilitaria a dispersão viável das sementes via regurgito (DE BARROS LEITE et al., 2012), porém esse grupo teve baixa proporção de interações, o que contrasta com o elevado número de interações que os mantem na remoção primária (remoção diretamente dos cachos) de frutos de palmito (GALETTI et al., 2013).

Para o jerivá também houve predomínio de interações com cutias (*Dasyprocta azarae*) (Figura 1A), correspondendo a um total de 76,6% das interações, consumindo a polpa em 95% das vezes, estocando o fruto em 2,2% e removendo o fruto do local também em 2,2% das vezes. O esquilo (*Guerlinguetus brasiliensis*) que apresentou 6,1% das interações com frutos de jerivá, realizando o consumo da polpa em 34,2% em que interagiu, e em 5,1% consumiu tanto a polpa, quanto predou a semente. Porém na maior parte das interações removeu o fruto do solo (60,8%). Processo esse que ligado ao comportamento para evitar

predadores, onde os frutos são despolpados em locais mais seguros acima do solo (MENDES e CÂNDIDO-JR, 2014).

Outros mamíferos de médio e grande porte (*Tapirus terrestres*, *Pecari tajacu*, *Eira barbara*, *Procyon cancrivorus*, *Cuniculus paca* e *Didelphis aurita*) (Figura 1 C, D) somaram juntos 12,5% das interações. Desses animais, o comportamento de engolir a semente foi mais comum apenas em *T. terrestris* (98,7% das interações) e *P. cancrivorus* (94,4% das interações), sendo que nas demais espécie predominou o comportamento de consumir apenas a polpa.

As aves (*Penelope superciliaris*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Cyanocorax chrysops* e passeriformes) foram responsáveis por 4,9% das interações, consumindo em sua maioria somente a polpa (87,3% das interações), e 9,1% das vezes removeram os frutos do local. A jacupemba (*Penelope superciliaris)* foi a única ave que engoliu os frutos em 100% das vezes que interagiu, proporcionando assim que a semente continue viável e seja dispersa em lugares mais distantes da planta-mãe.

Figura 1 – A) Cutia consumindo polpa de frutos de jerivá; B) uru consumindo polpa de frutos de palmito-juçara; C) cateto engolindo frutos de jerivá; D) gambá-de-orelha-preta engolindo frutos de palmito-juçara.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para ambas espécies de palmeiras, houve predomínio de interações com uma espécie de mamífero, a cutia, reforçando o papel desses roedores de médio porte na dinâmica florestal, seja predando sementes ou as dispersando (PERES e BAIDER, 1997; SILVIUS e FRAGOSO, 2003).

Os resultados demostraram também um alto número de espécies da fauna que interagiram com os frutos de jerivá e palmito, o que somado a ambas as espécies frutificarem no período de inverno, época de escassez de outros recursos, aponta seu papel chave para a fauna. Dessa forma a manutenção dessas espécies em remanescentes florestais mostra-se importante para a conservação da biodiversidade animal (PERES e BAIDER, 1997).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao ICMBio e a direção do Parque Nacional do Iguaçu pelas autorizações ambientais e auxílio à pesquisa. C.R.B. era bolsista de doutorado do CNPq. A Universidade Estadual do Oeste do Paraná, através do laboratório de Ecologia e Conservação por ter apoiado a efetuação deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BECK, H. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 3, p. 519-530, 2006.

DE BARROS LEITE, A.; BRANCALION, P.H.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Differential seed germination of a keystone palm (*Euterpe edulis*) dispersed by avian frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 6, p. 615-618, 2012.

DONATTI, C.I. **Consequências da defaunação na dispersão de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (*Astrocarium aculeatissimum*) na Mata Atlântica**. 2004. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2004.

FLEURY, M. **Efeito da fragmentação florestal na predação de sementes da palmeira jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) em florestas semidecíduas do estado de São Paulo**. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2003.

FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; PAGLIA, A.P.; MITTERMEIER, R.A. In: MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. (Eds.). **Hotspots Revisited:** Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Washington/DC: Cemex, 2004.

GALETTI, M.; DONATTI, C.I.; PIRES, A. S.; JR, P.R.G.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, n. 1, p. 141-149, 2006.

GALETTI, M., GUEVARA, R., CÔRTES, M.C., FADINI, R., VON MATTER, S., LEITE, A.B. & PIRES, M.M. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086-1090, 2013.

GALETTI, M.; PASCHOAL, M.; PEDRONI, F. Predation on palms nuts (*Syagrus romanzoffiana*) by squirrels (*Sciurus ingrami*) in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, n. 1, p. 121-123, 1992.

GUIX, J.C.; RUIZ, X. Plant-disperser-pest evolutionary triads: how widespread are they**?. Orsis: organismes i sistemes**, v. 15, p. 121-126, 2000.

HENDERSON, A.; FISCHER, B.; SCARIOT, A.; PACHECO, M.A.W.; PARDINI, R. Flowering phenology of a palm community in a central Amazon forest. **Brittonia**, v. 52, n. 2, p. 149-159, 2000.

HENDERSON, A. The Genus Euterpe in Brazil. In: REIS, M.S.; REIS, A. (Eds.). *Euterpe edulis* Martius (Palmiteiro). **Biologia, Conservação e Manejo**. Itajaí/SC: 2000, p. 1-22.

IBAMA. Plano de manejo do Parque Nacional do Iguaçu, PR. Disponível em: <http://www.cataratasdoiguacu.com.br/manejo/siuc/planos_de_manejo/pni/html/index.htm>. Acesso em: 24 jul. 2017.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.

LORENZI, H. **Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas**. Nova Odessa, Instituto Plantarum, 2004.

MENDES, C.P.; CÂNDIDO-JR, J.F. Behavior and foraging technique of the Ingram's squirrel *Guerlinguetus ingrami* (Sciuridae: Rodentia) in an Araucaria moist forest fragment. **Zoologia**, v. 31, n. 3, p. 209-214, 2014.

MITTERMEIER, R.A.; GIL P.R.; HOFFMANN M.; PILGRIM J.; BROOKS J.; MIITERMEIER C.G.; LAMOURUX J.; FONSECA G.A.B. **Hotspots Revisited:** Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Washington: Cemex, 2004.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIE, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

PERES, C.A.; BAIDER, C. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 4, p. 595-616, 1997.

PERES, C.A. Identifying keystone plant resources in tropical forests: the case of gums from Parkia pods. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 2, p. 287-317, 2000.

PIRES, A.S. **Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica: padrões e processos**. 2006. 108 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Área de concentração Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2006.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius Palmae. In: REIS, M.S.; REIS, A. (Eds.). *Euterpe edulis* Martius (Palmiteiro). **Biologia, Conservação e Manejo**. Itajaí/SC: 2000, p. 60-92.

RIBEIRO, C. F. **Dispersão e predação de grandes sementes por *Sciurus aestuans* L. em fragmentos de floresta atlântica montana no estado do Espírito Santo, Brasil.**2004. 179 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2004.

SILVIUS, K.M.; FRAGOSO, J.M. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. **Biotropica,** v. 35, n. 1, p. 74-83, 2003.

EFEITO DE SECA PROLONGADA SOBRE A VARIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO

Lorrana Kelly Batista Gonçalves[1]
Pablo Gouveia Brito[1]
Daniele Jovem da Silva Azevêdo[2]
Evaldo de Lira Azêvedo[3]
Joseline Molozzi[4]

RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar o efeito de um período de seca prolongada sobrea variação na abundância, riqueza e diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios no semiárido. O estudo foi desenvolvido em três reservatórios da bacia hidrográfica do rio Paraiba/PB (Argemiro de Figueiredo, Epitácio Pessoa e Poções). As coletas foram realizadas durante os meses de Junho e Outubro 2015, e Fevereiro de 2016. Foram amostrados 9 sites de coleta em cada reservatório, sendo três em cada região (Próximo ao principal tributário, Intermediário e Próximo a barragem). Durante o período de estudo a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi representada por 23 táxons. Os táxons que mais contribuíram para a composição da comunidade foram *Melanoides tuberculata* (9.566 indivíduos) e Oligochaeta (2.928 indivíduos). *M. tuberculata* foi mais abundante nos reservatórios Argemiro de Figueiredo e Epitácio Pessoa, enquanto Oligochaeta foi mais representativo em Poções. A maior diversidade ocorreu em Julho (1,34), período em que foi registrado o maior volume hídrico nos reservatórios.Maior riqueza também foi registrada nos meses de meses de Julho e Fevereiro (16). Diferenças significativas foram encontradas entre os reservatórios e períodos estudados para a abundância ($p = 0,0118$), riqueza ($p = 0,0001$) e diversidade da comunidade ($p = 0,028$). O padrão estrutural da comunidade de macroinvertebrados foi variável ao longo do período de estiagem, indicando que a variação hídrica, especialmente a seca, é um fator que reduz a riqueza e diversidade de macroinvertebrados em reservatórios no semiárido.

Palavras-chave: Variação sazonal, Seca extrema, Fauna bentônica, Ecossistemas Aquáticos.

INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro é caracterizado pelas frequentes secas, devido à ausência/e ou escassez ealta variabilidadeespacial e temporal das chuvas, padrão que afeta a disponibilidade de água (MONTENEGRO e RAGAB, 2012). A escassez de recursos hídricos é um dos principais entraves no desenvolvimento social, político e econômico nas regiões semiáridas (KROLET al., 2001), por isso torna-se comum a construção de reservatórios nessas regiões (BEGHELLI et al., 2014).

[1] Graduação em Ciências Biológicas- Universidade Estadual da Paraíba/Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande- PB. lorranagoncalves@gmail.com; pablogouveia@live.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre - Universidade Federal de Minas Gerais.
[3] Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza –Universidade Federal Rural de Pernambuco- Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos - CEP: 52171-900 – Recife- PE.
[4] Departamento de Biologia/ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba - Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande- PB

Apesar de artificiais, esses ecossistemas integram os processos a nível de bacia hidrográfica e favorecem o desenvolvimento de diversas atividades, tais como: pesca, geração de energia elétrica, dessedentação animal, abastecimento e irrigação (GARGIULO et al., 2016). Devido aos múltiplos usos, a manutenção da qualidade hídrica nesses ecossistemas é de grande importância, o que torna essencial o monitoramento permanente, sobretudo frente às variações climáticas (TUNDISI et al., 2015). Entre as comunidades bióticas que sofrem forte influência nos padrões temporais nesses ecossistemas está a de macroinvertebrados bentônicos (LIMA, 2013).

Desse modo, compreender os padrões de distribuição das espécies nas escalas temporais torna-se essencial, particularmente frente às previsões de mudanças climáticas. Assim, o presente estudo tem o objetivo de avaliar o efeito de seca prolongada sobre a variação na abundância, riqueza e diversidade da comunidade de macroinvertebrados em bentônicos em reservatórios no semiárido.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo e Design Amostral

O estudo foi realizado em três reservatórios (Poções, Epitácio Pessoa e Argemiro de Figueiredo) pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Paraíba, nordeste do Brasil. Vale salientar que a bacia hidrográfica do Rio Paraíba faz parte do eixo lestena transposição do Rio São Francisco.

Em cada reservatório foram selecionados 9 sites distribuídos em três regiões: Próximo ao principal tributário, Intermediário e Próximo a barragem. As amostragens ocorreram durante os meses de Julho e Outubro/2015 e Fevereiro/2016, objetivando amostrar o período seco e chuvoso na região. No entanto, durante o período de estudo, de acordo com Agência Excutiva de Gestão das Águas (AESA), o volume de precipitação foi abaixo do esperado, caracterizando um ano com clima atípico de seca prolongada.

Características climáticas

Durante o estudo foram registradas temperaturas médias de 22,8°C para a região do reservatório Poções, 23,7°C para Epitácio Pessoa e 21,4°C para Argemiro de Figueiredo. Durante os meses a pluviosidade média na região do reservatório Poções variou de 0-61m, Epitácio Pessoa 0,5-87e Argemiro de Figueiredo 15,1-115,3 mm. O volume dos reservatórios reduziu ao longo do período de estudo.

Macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados foram coletados com auxílio da draga Eckman-Birge (0,0225 cm^2) e fixados em campo com solução formaldeído a 4%. Posteriormente, o material foi lavado em peneiras sobrepostas (1,00-0,50 mm), triados e identificados a nível de família, exceto a família Chironomidae que foi identificada à nível de gênero (TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

Análise de Dados

Para detectar variações na abundância, da comunidade de macroinvertebrados no espaço e no tempo foram realizadas "PermutationalMultivariateAnalysisofVariance" (PERMANOVA), sendo os dados transformados em raiz quadrada e Bray Curtis usada como matriz de similaridade (ANDERSON et al., 2008). Para cada região dos reservatórios foi calculada a diversidade de Shannon-Wiener (SHANNON e WEAVER, 1963) e a riqueza específica da comunidade. Para verificar mudanças nos padrões dessas métricas biológicas foram realizadas "Permutational Univariate Analysis of Variance", com Distância Euclidiana adotada como matriz de similaridade. Para todas as análises de variância, três fatores fixos foram selecionados; reservatório (três níveis: Poções, Epitácio Pessoa e Argemiro de Figueiredo) período amostral (três níveis: Junho, Outubro e Fevereiro) e regiões (Próximo ao principal tributário, Intermediário e Próximo a barragem). Termos significativos foram investigados utilizando testes com 9999 permutações.

RESULTADOS

Macroinvertebrados bentônicos

Durante o período estudado a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi representada por 23 táxons, sendo: 14 Arthropoda, 6 Mollusca, 2 Annelida, e 1 Platyhelminthes. Entre os táxons identificados, *Melanoidestuberculata* (9.566 indivíduos) e Oligochaeta (2.928 indivíduos) foram os taxa mais abundantes (Tabela 2).

Tabela 2 - Abundância da comunidade de macroinvertebrados (nº de indivíduos/taxa) entre os reservatórios (Poções, Epitacio Pessoa e Argemiro Figueiredo) na bacia hidrográfica do rio Paraíba e períodos estudados (Julho e Outubro/ 2015 e Fevereiro/ 2016).* (táxon não encontrado).

Taxa/Reservatórios	Taxa/ Períodos		
	Julho	**Outubro**	**Fevereiro**
ANELLIDA			
Oligochaeta	1.196	698	1.034
CRUSTÁCEO			
Decapoda	35	15	8
INSECTA			
Chironomidae			
Aedokritus(Roback,1958)	70	1	13
Chironomus(Meigen,1803)	1	1	149
Dicrotendipes(Kieffer,1913)	1	10	1
Fissimentum(Cranstonand Nolte,1996)	1	*	*
Goeldichironomus(Fittkau, 1965)	*	*	232
Polypedilum(Kieffer, 1912)	1	*	6
Tanytarsus(Van der Wulp, 1874)	2	*	147
Tanypodinae			
Ablabesmyia(Johannsen, 1905)	*	*	1
Coelotanypus(Kieffer, 1913)	*	*	5
Coleoptera	*	*	2
Gyrinidae			
Díptera			
Ceratopogonidae	5	*	1
Libellulidae	15	*	5
MOLLUSCA			
Gastropoda			
Bulimidae	*	*	30
Planorbidae	1	*	30
Pomacea	1	*	9
Melanoidestuberculatus (Müller,1774)	3.600	2.383	3.583
Bivalve			
Corbiculidae			
Corbiculalargillierti (Philippi, 1844	170	116	52
PLATYHELMINTHES	1	*	*

Avaliando a abundância dos organismos durante os períodos de estudo o período de Julho apresentou uma abundância de 5.393, seguindo de Outubro com 3.242 e Fevereiro com 5.277 indivíduos. Apesar da variação numérica nos *taxa*, não ocorreram diferenças significativas para a abundância entre os períodos estudados (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,66}$ = 2,2; p= 0,066).

Analisando a riqueza da comunidade, observamos que em Julho e Fevereiro ocorreram os maiores valores de riqueza (17 taxa em ambos), enquanto que no mês de Outubro ocorreu a menor riqueza de espécies (12 taxa). Diferenças significativas foram observadas para a riqueza entre os períodos estudados (PERMANOVA:Pseudo-$F_{2,80}$= 2,1; p= 0,0118). Considerando a flutuação da diversidade, foi verificada que a comunidade esteve mais diversifica no mês de Julho (1,34) e menos diversificada em Outubro (0), período em

que também foi registrada menor riqueza (Figura 4). A PERMANOVA confirma o padrão de diferenciação significativa da diversidade entre os períodos (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,53}$= 8,2; p= 0,027).

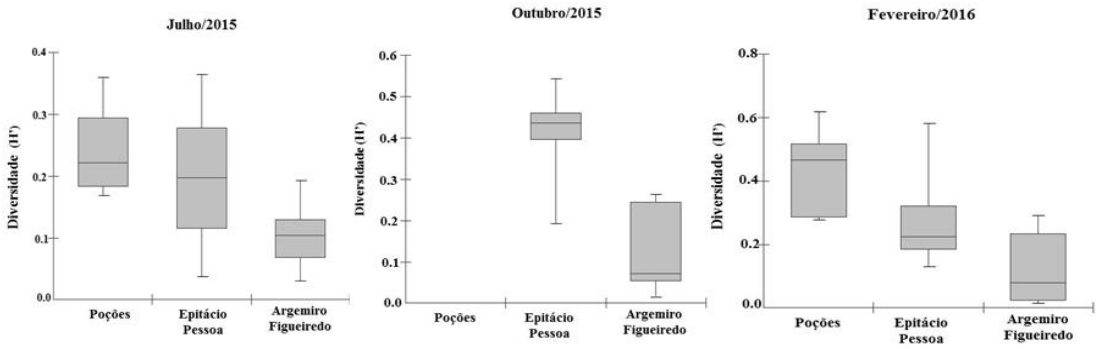


Figura 4 - Índice de diversidade de Shannon-Winer entre os reservatórios (Poções, Argemiro Figueiredo e Epitácio Pessoa) e períodos estudados (Julho e Outubro de 2015 e Fevereiro de 2016). Linha central corresponde aos valores médios do índice de Shannon-Wiener (H') a linhas verticais correspondem ao desvio padrão.

DISCUSSÃO

O conjunto de dados fornece importantes informações acerca da variação das métricas bióticas em função de um evento de seca extrema. A ausência de diferença na abundância entre os períodos pode ser relacionada ao volume dos reservatórios, uma vez que estes encontravam-se com volume hídrico consideravelmente reduzido. A redução do volume hídrico promove homogeneização dos habitats e redução na disponibilidade de recursos (SILVA-FILHO, 2004) de modo as espécies que vivem em habitats sujeitos a tais variações hidrológicas apresentam um conjunto de características que lhes confere resistência e reduz a amplitude de variação populacional (REISH et al., 2013). Desse modo, as mudanças de origem hidrológica têm afetado a abundância e a riqueza de espécies, especialmente de espécies nativas e intolerantesà variações de larga magnitude (GONÇALVES, 2011), a exemplo de períodos prolongados de estiagem.

Segundo Silva-Filho (2004) nas regiões áridas e semiáridas onde os eventos de secas são extremos, as comunidades de macroinvertebrados sofrem influencia direta, pois há fatores diretamente associados à distribuição de espécies como: vazão, entrada de matéria orgânica nos corpos d'água, estabilidade e disponibilidade de microhabitats. Além disso, com a diminuição do nível hídrico, o espaço físico para colonizadores de ambientes aquáticos é reduzido progressivamente, assim como a conectividade superficial limnológica e biológica entre os habitats (BOND et al., 2008).

Nosso conjunto de dados mostra a riqueza de macroinvertebrados foimenor no período de menor volume hídrico, indicando que eventos de seca prolongada podem levar a mudanças na

composição de espécie, ocorrendo à diminuição na densidade e riqueza de organismos (ROCHA, 2012). Assim como observado para a riqueza, a diversidade da comunidade também foi reduzida ao longo do período. Entre os fatores que podem ter contribuído para o padrão observado é o fato que longos períodos de estiagens podem favorecer o aumento da competição e exclusão de espécies (CEOTTO et al., 2001). Resultados semelhantes aos nossos foram encontrados por Kuhlmann et al. (2005) que verificarammenores valores de diversidade em período escassez hídrica, devido às condições ambientais limitantes e menor disponibilidade de recursos para as populações.

Outro fator importante observado em nossos dados é a larga dominância de *M. tuberculata* em todos os períodos. *M. Tuberculata* apresenta uma elevada capacidade de recuperar-se após distúrbios de origem hidrológica, e de se adaptar em regiões degradadas, além de competir por alimento e/ou habitat (GIOVANELLI et al., 2003). Essa espécie ameaça a fauna nativa, em função de sua alta capacidade de adaptação e competição por recurso (ROCHA-MIRANDA e MARTINS-SILVA, 2006). Um fator importante a ser considerado a respeito da larga abundância de *M. tuberculata* nos reservatórios estudado é que a dominância desses organismos em ecossistemas aquáticos pode acelerar a homogeneização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, afetando a dinâmica de todo ecossistema (SANTOS e ESKINAZI-SANT'ANNA, 2010).

Considerando os padrões encontrados no presente estudo, a atenção dos pesquisadores para os padrões de flutuação das comunidades em períodos de seca deve ser aumentada, pois de acordo com o IPCC (2013) já era previsto a redução de chuvas e o aumento de secas entre as décadas de 2010/2020. Assim, essas alterações climáticas aumentam o risco de vulnerabilidade aos ecossistemas, o que gera impactos negativos sobre a biodiversidade e os seres humanos (CLIMATE CHANGE, 2008).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O padrão estrutural (riqueza e diversidade) da comunidade de macroinvertebrados é variável ao longo do período de estiagem, indicando que a seca é um fator que reduz os níveis de diversidade local. A ampla abundância de *Melanoides tuberculata* nos reservatórios estudados pode ser um indicio de alerta de ecossistemas vulneráveis e a dominância desses organismos em ecossistemas aquáticos pode ter ocasionado a homogeneização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Deste modo, o monitoramento dos ecossistemas aquáticos a fim de entender a estrutura e o funcionamento destes são

recomendados, principalmente porque os eventos extremos de seca serão ainda mais frequentes e intensos

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece a Rede Hidrológica do Semárido (REHISA) pelo financiamento do projeto de pesquisa MCT/FINEP (CT-HIDRO 01/2013REHISA) no qual fazem parte os dados deste trabalho. Os autores agradecem ao Laboratório de Ecologia de Bentos (UEPB) por apoio ao processamento do material, e ao Laboratório Ecologia Aquática (UEPB) pelo apoio logístico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEGHELLI, F.G.D.S.; SANTOS, A.C.A.D.; URSO-GUIMARÃES, M.V.; CALIJURI, M.D.C. Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the benthic macroinvertebrate community. **Acta LimnologicaBrasiliensia**. V. 26, p. 306-317, 2014.

BOND, N. R.; LAKE, P., S.; ARTHINGTON, A. H. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. **Hydrobiologia**. V. 600, p. 3-16, 2008.

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C.Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídrico**. V. 6, p. 71-82, 2001.

CEOTTO P. C., PACHECO A. M. F., SCOSS L. M., CAMARGO M., PINHEIRO P. S. Efeito do isolamento em poças sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no arquipélago das Anavilhanas, AM. **Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica**. p. 46-47, 2001.

GARGIULO, J. R. B. C., MERCANTE, C. T. J., BRANDIMARTE, A. L., MENEZES, L. C. B. D. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Billings Reservoir fishing sites (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 28, 2016.

GIOVANELLI, A., VIEIRA, M. V., SILVA, C. L. P. A. C. Apparent competition through facilitation between *Melanoides tuberculata* and *Biomphalaria glabrata* and the control of schistosomiasis. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**. v. 98, p. 429-431, 2003.

GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. S.A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropical**. v. 11, p. 27-36, 2011.

GARGIULO, J. R. B. C., MERCANTE, C. T. J., BRANDIMARTE, A. L., MENEZES, L. C. B. D. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Billings Reservoir fishing sites (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 28, 2016.

GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. S.A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropical**. v. 11, p. 27-36, 2011.

KUHLMANN M., ELSE G.R., DAWSON A., QUICKE, D.L.J. Molecular, biogeographical and phonological evidence for the existence of three western European sibling species in the *Colletes succinctus* group (Hymenoptera: Apidae), **Org. Divers**. v. 7(2), p. 155–165, 2007.

LIMA, F. B. D., SCHÄFER, A. E., LANZER, R. M. Diversity and spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrates with respect to the trophic state of Lake Figueira in the South of Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 25, p. 429-441, 2013.

MONTENEGRO, S.; RAGAB, R. Impacts of possible climate and lande use changes in the semi-arid regions: A case study from North castm Brazil. **Journal of Hydrology.** v. 434, p. 55-68, 2012.

KROL, MS.; JAEGER, A.; BRONTERT, A.; KRYWKON, J. The semi-áridintergrated model (sim), a regional integrated model assesing water avialabilly, vulnerabily of ecossystems and society in NE-Brazil. **Physic and Chemisty of the Earter**. v. 26, p. 529-533, 2001.

ROCHA G., L., MEDEIROS F., S., E., ANDRADE A., T., H. Influence of flow variability on macroinvertebrateassemblages in an intermittent stream of semi-arid Brazil. **Journal of Arid Environments**. v. 85, p. 33-40, 2012.

REISH, V. H., BÊCHE, L. A., LAWRENCE, J. E, MAJOR, R. D., MCELRAVY, EP., O'DOWWD, D., RUDNICK, D., CARLSON, S. M. Long-tem population community pattems of benthic macroinvertebrates and fishes in Northem California Mediterranean-climate streams. **Hydrobiological**. v. 719, p. 93-118, 2013.

ROCHA-MIRANDA, F. and MARTINS-SILVA, M. J. First record of the invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paranã riverbasin, GO. **Brazilian Journal of Biology**. V. 66, p. 1109-1115, 2006.

SANTOS, C.M.; ESKINAZI-SANT'ANNA. The introduced snail *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774) (Molluca: Thiaridae) in aquatic ecossystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas –Assu River basin, Stat of Rio Grande do Norte). **Brasilian Journal of Biology**. v. 70, p. 1-7, 2010.

SILVA-FILHO, M.I. 2004. Pertubação Hidrológica, Estabilidade e Diversidade de Macroinvertebrados em uma Zona Úmida (Lagoas Intermitentes) do Semi-árido Brasileiro. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. 169p

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J. E. M., FARIA, C. R. L., ABE, D. S., BLANCO, F., DEGANI, R. Limnological and ecological methods: approaches, and sampling strategies for middle Xingu River in the area of influence of future Belo Monte Power Plant. **Brazilian Journal of Biology**. v. 75, p. 16-29, 2015.

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

Jéssica A. Prandel[1]
Marciana Brandalise[2]
Ivan L. Rovani[3]
Franciele R. de Quadros[2]
Jéssica C. Backes[4]
Tanise L. Sausen[2]
Elisabete M. Zanin[2]
Vanderlei S. Decian[2]

RESUMO

O mapeamento de uso e cobertura da terra juntamente com a análise da fragmentação florestal em determinada região é de extrema importância para compreender o espaço e as transformações que ocorrem na paisagem. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar a fragmentação florestal da Região Norte do Rio Grande do Sul no ano de 2016, para posteriormente fornecer subsídio à conservação e estabelecimento de áreas prioritárias para a manutenção da biodiversidade. Para o mapeamento do uso e cobertura da terra, com ênfase para a classe de vegetação nativa foi utilizada uma cena de imagem do satélite Landsat 8 sensor OLI/TIRS, após foi realizado o processamento da imagem, coleta de padrões amostrais, classificação e quantificação dos usos e cobertura da terra, empregando técnicas de geoprocessamento. Os resultados obtidos permitem estabelecer uma descrição concreta da quantificação e configuração dos fragmentos de vegetação nativa na paisagem da região. Foi possível contabilizar 150.302,85 hectares de vegetação nativa, distribuídos em 23.445 fragmentos para o ano de 2016. A região apresenta predomínio de fragmentos de vegetação nativa menores que 50 hectares, correspondendo a cerca de 97% do número total dos fragmentos, demonstrando pouca variação em relação ao tamanho dos mesmos. A relação entre a área e o número dos maiores fragmentos é inversa, pois, embora os pequenos fragmentos possuam maior número, a soma de suas áreas não atinge a soma das áreas dos grandes fragmentos, sendo estes responsáveis pela maior cobertura de vegetação na região. Estes resultados permitem elencar os fragmentos florestais prioritários à conservação da biodiversidade regional e auxiliar na manutenção do Bioma Mata Atlântica. Desta forma, é necessário que órgãos ambientais considerem as áreas de conflitos de uso da terra e estes fragmentos de vegetação nativa, para a elaboração de projetos e planos de manejo e recuperação ambiental.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra. Paisagem. Matriz agropecuária. Geoprocessamento. Gestão ambiental.

INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo o homem ocupou e transformou o meio ambiente, fazendo uso dos recursos naturais como forma de suprir suas necessidades básicas de sobrevivência (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Devido a fatores socioeconômicos e forças políticas

[1] Mestranda do Programa de Pós-Graduação de Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, LAGEPLAM, Departamento de Ciências Biológicas. Av. Sete de Setembro, 1621- Erechim RS, - jessicaprandel@yahoo.com.br
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS, Departamento de Ciências Biológicas.
[3] Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Departamento de Hidrobiologia.
[4] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim, RS, Departamento de Ciências Agrárias.

ocorrem mudanças no uso e cobertura da terra, que por sua vez, podem alterar as propriedades estruturais de uma paisagem (PARCERISAS et al., 2012).

A fragmentação florestal e a conversão destas áreas de vegetação natural em usos agropecuários resultam diretamente no aumento da degradação ambiental (DECIAN et al., 2016). Um fragmento florestal é qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas ou naturais capazes de diminuir o fluxo de animais, pólen ou sementes, podendo este fragmento ser produto de uma ação natural ou antrópica (VIANA, 1990). Áreas homogêneas ocupadas por florestas são fragmentadas e geram a descontinuidade, interrompendo o fluxo gênico, corredores ecológicos, aumentando o efeito de bordas nos fragmentos de vegetação nativa, o qual compromete diretamente a conservação da fauna e da flora (GANEM et al., 2008).

A expansão da fronteira agropecuária é o principal responsável pelo fenômeno de fragmentação no Brasil, formando mosaicos heterogêneos que resultam em isolados fragmentos de vegetação nativa de diferentes formatos e tamanhos, ocasionando danos, muitas vezes irreversíveis a todo ecossistema. Uma paisagem que sofreu alterações por meio de ações antrópicas ou naturais estará sujeita a inúmeras perturbações, como diminuição na abundância, riqueza e diversidade de espécies (PIROVANI, 2014; VIANA, 1992; LOVEJOY, 1980; METZGER, 2000; METZGER, 2006).

O mapeamento de uso e cobertura da terra permite estabelecer a descrição concreta do estado de conservação dos fragmentos de vegetação nativa (FERREIRA, 2001). Dessa forma, a ecologia de paisagem auxilia no estudo de paisagens fragmentadas e as interações entre os fragmentos dentro de um mosaico e como eles afetam os processos ecológicos (MCGARIGAL e MARKS, 1995; CLARCK, 2010). Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar a fragmentação florestal da região Norte do Rio Grande do Sul para o ano de 2016.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo:

Compreende a Região Norte do Rio Grande do Sul, composta por 31 municípios, entre as coordenadas geográficas 27º12’59” a 28º00’47”S e 51º49’34” a 52º48’12”O. Possui uma área total de 591.600,00 hectares, com altitudes que variam entre 400m a 800m. A vegetação desta região é caracterizada por uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista sob o domínio da Mata Atlântica (IBGE, 2012).

Procedimentos metodológicos:

a) Coleta dos dados orbitais: Cena do satélite Landsat 8 correspondente ao ano de 2016, sensor OLI/TIRS, órbita/ponto 222/079.

b) Processamento digital: Tratamento digital (cor, brilho e contraste), composição colorida e georreferenciamento no *software* IDRISI Selva.

c) Classificação supervisionada, acurácia e categorização do uso e cobertura da terra: Para a classificação supervisionada foi utilizado o método de Máxima Verossimilhança (MaxVer) e para acurácia o Coenficiente de Kappa. A categorização do uso e cobertura da terra foi adaptada da classificação sistemática do Manual Técnico de Uso da Terra, proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013). Determinou-se nove classes de usos e cobertura da terra: vegetação nativa, silvicultura, agricultura, solo exposto, lâmina d'água, pastagem, área urbanizada, área úmida e rede viária.

d) Mapa temático e análise dos dados: Geração de banco de dados e quantificação das áreas, perímetro e percentagem no *software* MapInfo Professional 8.5. Para a análise da fragmentação foram extraídos apenas os dados de vegetação nativa e a quantificação desta em classes de área e número de fragmentos. A análise dos dados foi realizada a partir dos percentuais de área de cada uso e cobertura da terra, com ênfase para a classe de vegetação nativa.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Região Norte do Rio Grande do Sul está inserida em uma matriz predominantemente agropecuária e apresenta um processo constante de modificação na paisagem. A análise espacial do uso e cobertura da terra para o ano de 2016 mostrou que os usos agrícolas totalizaram os maiores percentuais na região (Tabela 1).

Estudos realizados por Rovani et al., (2015) e Prandel et al., (2017) nesta área, mostram que os usos agropecuários diminuíram seus percentuais em um intervalo de tempo de 25 anos e o uso vegetação nativa obteve um aumento. Este aumento está diretamente relacionado ao abandono de áreas agrícolas, onde existe menor aptidão a mecanização da agricultura, por estes locais estarem situados em áreas com certa inclinação das vertentes e elevadas declividades.

Tabela 1- Uso e cobertura da terra para o ano de 2016 na Região Norte do Rio Grande do Sul, RS.

Uso e cobertura	Ha	%
Vegetação Nativa	150.302,85	25,41
Silvicultura	11.056,79	1,87
Pastagem	80.180,35	13,55
Lâmina d'água	14.969,55	2,53
Agricultura	190.778,86	32,25
Solo exposto	129.716,70	21,93
Área Urbanizada	7.519,06	1,27
Área úmida	3.671,67	0,62
Rede viária	3.404,17	0,58

A redução das atividades agrícolas nestas áreas demonstra que a condição ambiental da região está melhorando gradativamente, com enfoque nas áreas declivosas associadas às áreas de preservação permanente (APP's).

Os resultados deste estudo permitem estabelecer uma descrição concreta da quantificação e configuração dos fragmentos de vegetação nativa na paisagem da região, onde foi possível contabilizar 150.302,85 ha de vegetação nativa, distribuídos em 23.445 fragmentos para o ano de 2016 em toda a região, estratificados em classes de área (Tabela 2).

Tabela 2- Estratificação e quantificação da área dos fragmentos de vegetação nativa (FRAG) para o ano de 2016 na região Norte do Rio Grande do Sul em hectares.

Classes (Ha)	FRAG	%	Ha	%
0----10	21.217	90,5	29.815,80	19,83
10----25	1.193	5,09	18.346,73	12,21
25----50	479	2,04	16.761,59	11,15
50----100	283	1,21	19.941,49	13,27
100----500	258	1,10	50.250,80	33,43
> 500	15	0,06	15.186,44	10,10
TOTAL	**23.445**	**100**	**150.302,85**	**100**

Os resultados mostram o predomínio de fragmentos de vegetação nativa considerados neste estudo, pequenos para a região (<50 ha), e estes correspondem à cerca 97% do número total dos fragmentos, demonstrando pouca variação em relação ao tamanho dos mesmos. Mesmo apresentando aumento de área com vegetação nativa, quantitativamente este processo é positivo, porém devem ser estabelecidos critérios para a manutenção destes pequenos fragmentos, visto que, os efeitos são causados em relação aos usos do seu entorno, efeito de borda e redução da área núcleo do fragmento. Esta tendência pode ser observada pela distribuição dos mesmos na região (Figura 1).

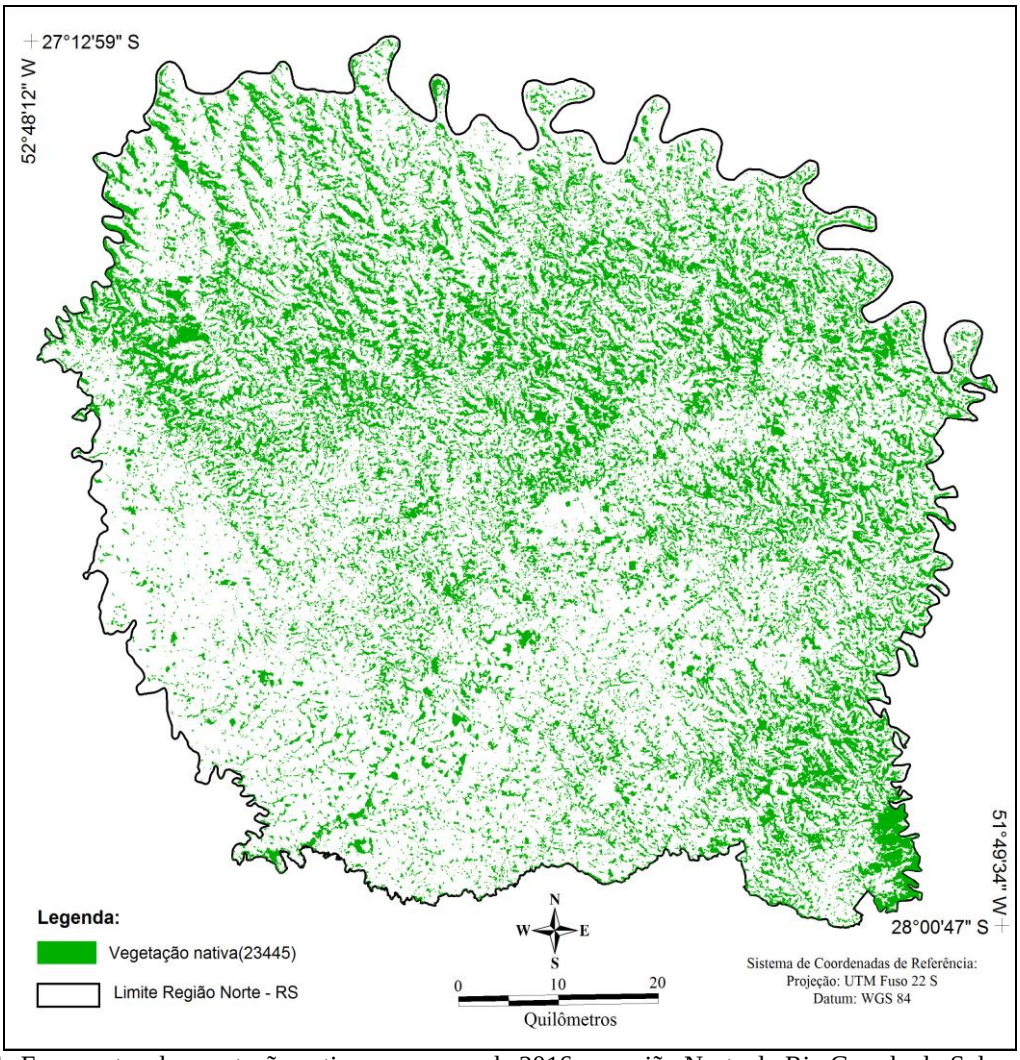


Figura 1: Fragmentos de vegetação nativa para o ano de 2016 na região Norte do Rio Grande do Sul.

A partir da análise de distribuição espacial dos fragmentos de vegetação nativa é possível concluir que estes locais estão espacializados na paisagem como um todo, onde, os fragmentos maiores estão localizados principalmente na porção norte da região, a qual contribui com a maior quantidade de área de fragmentos de vegetação. E os menores, estão localizados à porção no Sul da região.

Levando em consideração o papel de suporte ambiental, fragmentos florestais com área superior a 0,72 ha podem assumir a função de conectividade entre os remanescentes (METZGER, 1997; MALINOWSKI et al., 2008). Estes desempenham papel importante no movimento dos animais nas paisagens, onde haverá a facilidade de formar áreas funcionalmente ligadas, permitindo a persistência das espécies em paisagens antropizadas, podendo atuar também como fontes estáveis de sementes e indivíduos (RIBEIRO et al., 2009). Estes pequenos fragmentos podem não suportar populações da flora e fauna, mas

podem abrigar metapopulações e servir de "corredores" e "trampolins ecológicos" atuando como suporte para áreas fontes (MOSCHINI, 2005; GHERARDI, 2007).

A relação entre a área e o número dos maiores fragmentos é inversa, pois embora os pequenos fragmentos possuam maior número, a soma de suas áreas não atinge a soma das áreas dos grandes fragmentos, que estão em menor quantidade, sendo estes responsáveis pela maior cobertura de vegetação na região (Figura 2).

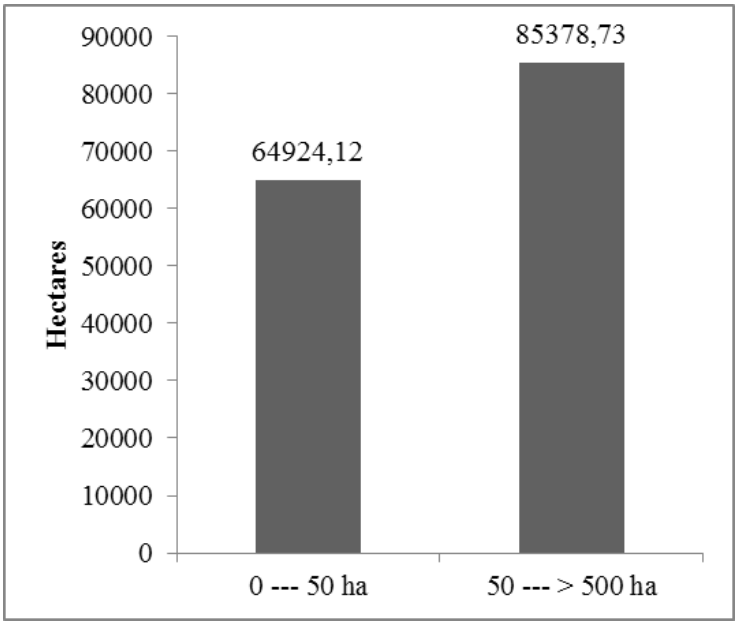


Figura 2: Fragmentação florestal em hectares (ha) para o ano de 2016.

Grandes fragmentos de vegetação possibilitam a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, enquanto que, os pequenos fragmentos promovem aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuam como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares (FORMAN e GODRON, 1986). A vegetação nativa pode ser considerada indicador das condições ambientais de uma região, pois protege o solo, reduz o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de servir de habitat para animais silvestres, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica (PÉRICO e CEMIM, 2006).

Neste sentido, é necessário ressaltar que a região possui um número elevado de pequenos fragmentos (<50 ha) e que estão predominantemente inseridos em uma matriz agropecuária. Destaca-se ainda o predomínio destes fragmentos associados a áreas declivosas, merecendo atenção especial, pois caso não sejam adotadas medidas e propostas de manejo que promovam a conservação, estes correm risco de supressão, pois, fragmentos menores apresentam padrões frágeis de sustentabilidade ao longo do tempo (SAUNDERS et al., 1991).

Desta forma, a avaliação e análise da fragmentação florestal, contribuem para a elaboração de propostas que visam à conservação destas áreas, consideradas ameaçadas, já que fazem parte do Bioma Mata Atlântica. Os resultados deste estudo podem servir de suporte para as ações de planejamento ambiental para a Região Norte do Rio Grande do Sul.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O cenário atual da região Norte do Rio Grande do sul mostra diferença na composição e configuração dos fragmentos. Mesmo com o incremento de área ocupada pela vegetação nativa, a matriz é predominantemente agropecuária e o desenvolvimento das atividades socioeconômicas exerce forte pressão na paisagem natural da região.

Os fragmentos florestais na área de estudo são representados, em sua maioria (cerca de 97%), por pequenos fragmentos, menores que 50 hectares, indicando que a região ainda possui alto grau de fragmentação florestal na paisagem. Os resultados obtidos neste estudo permitem elencar os fragmentos florestais prioritários à conservação da biodiversidade regional e auxiliar na manutenção do Bioma Mata Atlântica. Desta forma é necessário que órgãos ambientais considerem as áreas de conflitos de uso da terra e os fragmentos de vegetação, para na elaboração de projetos e planos de manejo e recuperação ambiental.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado; a URI pela concessão de bolsas iniciação científica e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CLARK, W. **Principles of Landscape Ecology.** Nature. Education Knowledge, v. 3, 2010.

DECIAN, V.S; ZANIN, E.M; KRAUSE, P; QUADROS, F.R; ROVANI, I.L. Dinâmica do uso e cobertura da terra e fragmentação florestal em uma área de drenagem no Norte do Rio Grande do Sul. **Perspectiva,** Erechim. v. 40, p. 21-32, 2016.

FERREIRA, D.A.O. Geografia agrária no Brasil: conceituação e periodização. **Terra Livre**, São Paulo, n. 16, p. 39-70, 2001.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wilwy e Sons.p.619, 1986.

GANEM, R.S.; DRUMMOND, J.A.; FRANCO, J.L.A. Políticas públicas de controle do desmatamento e da fragmentação de habitats. IV Encontro Nacional da Anpas. **Anais**..., Brasília, DF, Brasil, 2008.

GHERARDI, D.F.M. Modelos de metapopulação. **Megadiversidade,** Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 56-63, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Segunda edição. Rio de Janeiro, 2012.

LOVEJOY, T.E., **The Global 2000 Report to the President The Technical Report.** In: BARNEY, G.O. (Ed.), vol. 2. Penguin, p. 327–332, 1980.

MALINOWSKI, R.; OLIVEIRA, C.H.; ZANIN, E.M.; ROVANI, I.L.; SLAVIEIRO, L.B.; GALIANO, D. Perda e fragmentação de habitat em paisagens rural e urbana da bacia hidrográfica do Rio Tigre (RS). **Revista Perspectiva,** v. 32, n. 117, 2008.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Reference manual. Oregon State University. Corvallis Oregon 59 p. Append. 1995.

METZGER, J.P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of south-east Brazil. **Landscape and Urban Planning,** Amsterdam, v. 37, p. 29-35, 1997.

METZGER, M.J.; ROUNSEVELL, M.D.A.; ACOSTA-MICHLIK, L.; LEEMANS, R.; SCHROTER, D. The vulnerability of ecosystem services to land use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v.114, p.69-85, 2006.

MOSCHINI, L. E**. Diagnóstico e riscos ambientais relacionados à fragmentação de áreas naturais e semi-naturais da paisagem: estudo de caso, município de Araraquara, SP.** 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

PARCERISAS, L.; MARULLB, J.; PINO, J.; TELLO, E.; COLL, F.; BASNOU, C. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850–2005). **Environmental Science & Policy**, v.23, p.120-132, 2012.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, n. 70, p. 09-21, 2006.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A.G. da; SANTOS, A.R. dos; CECÍLIO, R.A.; GLERIANI, J.M.; MARTINS, S.V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

PRANDEL, J.A; BRANDALISE, M; ROVANI, I.L; QUADROS, F.R; BACKES, J.C; DECIAN, V.S. Estudo da trajetória da fragmentação florestal na Região Norte do Rio Grande do Sul com o uso de imagens de satélite. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais**..., Santos, SP, 2017.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Editora Midiograf, Londrina 2001.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation,** Boston, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROVANI, I. L. **Análise do Uso da Terra e Fluxo de CO_2 na Região Norte do Rio Grande do Sul.** 2015. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e Das Missões, URI, Erechim, 2015.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation:a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-35, 1991.

VIANA, V.M. Biologia de manejo de fragmentos de florestas naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, Campos do Jordão. **Anais**..., Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, p.155, 1990.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.J.A.; MARTINEZ, J.L.A. Restauração e Manejo de Fragmentos Florestais. In: II Congresso Nacional de Essências Nativas, Conservação da Biodiversidade. **Anais**..., Instituto Florestal, São Paulo: Ed. Revista do IF, p. 400-406, 1992.

COMPARAÇÃO DA MORFOLOGIA CRANIANA ENTRE TRÊS ESPÉCIES DE *TRINOMYS* (RODENTIA: ECHIMYIDAE) AO LONGO DO SEMIÁRIDO E FLORESTA

Chaiane T. Iaeger[1]
Renan Maestri[2]
Rodrigo Fornel[3]

RESUMO

Dos roedores pertencente à família Echimyidae, o gênero *Trinomys* é um dos mais complexos grupos com grande diversidade de espécies. A espécie *Trinomys yonenagae* apresenta ecologia, morfologia e comportamento diferenciado das outras espécies do gênero, os quais são habitantes de floresta, aparentemente sendo a espécie um caso de convergência adaptativa ao deserto. O objetivo deste trabalho foi comparar a morfologia do crânio da espécie da Caatinga *T. yonenagae*, com uma espécie que tem como habitat parte da Caatinga e Cerrado, *T. albispinus* e outra espécie de ambiente florestal, *T. paratus*. Isto para testar a hipótese de que o ambiente influencia a morfologia craniana das espécies. Foram examinados 131 crânios e mandíbulas de *T. albispinus* (N = 29), *T. paratus* (N = 67) e *T. yonenagae* (N = 35). Utilizamos métodos de morfometria geométrica com a plotagem de marcos anatômicos bidimensionais nas vistas dorsal, ventral, lateral do crânio e lateral da mandíbula, sobreposição generalizada de Procrustes. Os dados resultantes foram analisados por teste t e ANOVA para o tamanho do centroide, já para a forma foram aplicadas PCA e MANOVA. Foi encontrada diferença significativa de tamanho entre as espécies para as quatro vistas, sendo que *T. paratus* de menor crânio em relação a *T. yonenague* e *T. albispinus*. Quanto a forma do crânio a análise de componentes principais (PCA), mostrou pouca sobreposição dos escores indicando estruturação entre as espécies. Encontramos diferenças tanto na forma como no tamanho do crânio para as três espécies estudadas, associado ao ambiente que essas espécies se localizam. Confirmando que a espécie *T. yonenagae*, apresenta características morfológicas para sobreviver no semiárido.

Palavras-chave: Morfometria Geométrica. Ambiente. Roedores. Diversidade.

INTRODUÇÃO

O gênero *Trinomys* é um dos mais complexos grupos de roedores pertencente à família Echimyidae, com grande diversidade de espécies (LARA e PATTON, 2000; PESSÔA et al., 2015). Ocorre em diferentes tipos de vegetação (florestas úmidas, área de restinga, florestas secas e dunas), desta forma é um gênero que possibilita estudos do efeito ecológico desses ambientes na evolução morfológica (TAVARES et al., 2016). A espécie *Trinomys yonenagae* (P.L.B. Rocha, 1996) apresenta ecologia, morfologia e comportamento diferenciado das outras espécies do gênero *Trinomys*, os quais são habitantes de floresta, aparentemente sendo a espécie um caso de convergência adaptativa ao deserto (SANTOS e LACEY, 2011; PESSÔA et al., 2015). Possui características tipicamente de animais de hábitos saltatoriais

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim, RS. Av. Sete de Setembro, 1621, CEP 99709-910, Erechim – Rio Grande do Sul, Brasil. Laboratório de Ecomorfologia Animal (ECOMORF); chai.iaeger@gmail.com
[2] Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do sul.
[3] Programa de Pós-Graduação em Ecologia, URI-Erechim.

como patas traseiras e cauda alongadas e patas dianteiras mais curtas, e uma grande bula auditiva (ROCHA, 1995; ROCHA et al., 2007; SANTOS e LACEY, 2011).

A espécies *Trinomys yonenagae* é endêmica nas áreas de dunas de areia no semiárido no interior do Brasil (Queimadas e Ibiraba na Bahia), sendo o único roedor que habita as dunas de Ibiraba (ROCHA, 1995). A vegetação neste locais é esparsa, com predominância de cactáceas e herbáceas, sendo uma espécie que utiliza tocas como habitação, possuindo hábitos semi-fossoriais, forrageando a noite (ROCHA, 1995; MARCOMINI e SPINELLI OLIVEIRA, 2003). É uma das espécie do gênero que se encontra em perigo de extinção segundo a lista vermelha da IUCN (IUCN, 2017). Sendo assim esse trabalho apresenta como objetivo, comparar a morfologia do crânio da espécie da Caatinga *Trinomys yonenagae*, com uma espécie que tem como habitat parte da Caatinga e Cerrado *Trinomys albispinus* e outra espécie de ambiente florestal *Trinomys paratus*, verificando a hipótese de que o ambiente influencia na morfologia craniana dessas espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram examinados os crânios e mandíbulas de 29 indivíduos de *Trinomys albispinus*, 67 indivíduos de *Trinomys paratus* e 35 indivíduos de *Trinomys yonenagae* totalizando 131 sincrânios provenientes de diferentes coleções do Brasil. As coleções onde os indivíduos estão depositados são: Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES.

Os indivíduos foram fotografados na vista dorsal, ventral e lateral esquerda do crânio, assim como na vista lateral esquerda da mandíbula, utilizando uma câmera digital com resolução de 7 megapixel a uma distância focal padrão de 13 cm, utilizando um suporte portátil. A ordenação e organização da lista de fotos digitais foi realizada utilizando o programa TPSUtil versão 1.64 (ROHLF, 2013). A digitalização dos marcos anatômicos que melhor representam a superfície do crânio e da mandíbula, respeitando o critério de homologia operacional (correspondência biológica da posição de marcos de forma para forma) (MONTEIRO e REIS, 1999), foi feita com o programa TPSDig2, versão 2.22 (ROHLF, 2015).

As coordenadas dos marcos anatômicos foram sobrepostas com o método de sobreposição generalizada de Procrustes (GPA – *Generalized Procrustes Analysis*) (DRYDEN e MARDIA, 1998; 2016). O método GPA remove diferenças não relacionadas à forma como escala, posição e orientação com as coordenadas dos marcos anatômicos

resultando em uma matriz de variáveis de forma ou resíduos de Procrustes (MONTEIRO e REIS, 1999; ADAMS et al., 2004). Para avaliação da forma foi usada como análise exploratória a Análise de Componentes Principais (PCA- *Principal Component Analysis*), para verificar a existência de ordenação nos dados entre os PCs de maior variação. Para testar a diferença da forma entre as espécies foi realizada uma MANOVA (*Multivariate Analysis of Variance*). As visualizações das diferenças de forma foram feitas através de projeções das configurações de marcos anatômicos ao longo dos diferentes eixos da PCA.

A variação no tamanho do crânio e mandíbula foi calculada a partir do tamanho do centroide que é a raiz quadrada da soma das distâncias ao quadrado entre cada marco anatômico e o centroide da forma (BOOKSTEIN, 1991). Para testar a diferença de tamanho entre as espécies foi realizada uma Análise da Variância ANOVA (*Analysis of Variance*). Sendo realizado o teste de Tukey em caso de $p \leq 0{,}05$, para identificar entre quais espécies ocorre diferença significativa.

Foi verificado se ocorre dimorfismo sexual na forma e tamanho do crânio e mandíbula para cada espécie. Para testar a diferença de tamanho entre machos e fêmeas foi utilizado o teste t de Student. Para a forma foi utilizado a MANOVA. Para todas as análises estatísticas e para a geração de gráficos foi utilizado a linguagem "R" na versão 3.3.3 (R Development Core Team, 2017) e as bibliotecas: ape, geomorph, MASS, Morpho, Rvcg, stats e vegan.

RESULTADOS

Não foi constatado dimorfismo sexual significativo para o tamanho nem para a forma do crânio e mandíbula ($p > 0{,}05$). Ocorreu diferença significativa de tamanho entre as espécies para as quatro vistas (dorsal: $R^2 = 2{,}324$; $F_{(2;128)} = 101{,}4$; $p < 0{,}05$; ventral: $R^2 = 2{,}046$; $F_{(2;122)} = 81{,}47$; $p < 0{,}05$; lateral: $R^2 = 1{,}851$; $F_{(2;119)} = 73{,}96$; $p < 0{,}05$; e mandíbula: $R^2 = 1.978$; $F_{(2;117)} = 76{,}24$; $p < 0{,}05$) (Figura 1). Sendo que o crânio de *T. paratus* é significativamente menor que *T. albispinus* e *T. yonenagae* que não diferem entre si (Figura 1).

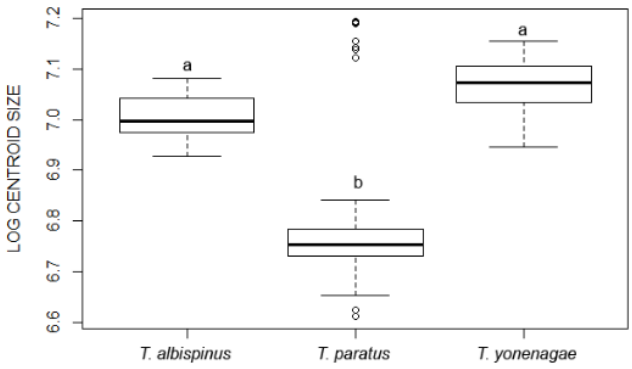


Figura 1 - Boxplot com a variação no tamanho do centroide entre as três espécies do gênero *Trinomys* para a vista lateral do crânio.

Quanto a forma do crânio a análise de componentes principais (PCA), mostrou pouca sobreposição dos escores indicando estruturação entre as três espécies (Figura 2, 3 e 4). Já para a vista lateral da mandíbula observamos uma maior sobreposição dos escores de forma (Figura 5). Foi encontrada diferença significativa na forma para a vista dorsal (λ de Wilks = 0,014; F(2;128) = 29,07; $p < 0,001$), ventral (λ de Wilks =0,004; F(2;122) = 49,51; $p < 0,001$), lateral (λ de Wilks = 0,002; F(2;119) = 70,69; $p < 0,001$), e mandíbula (λ de Wilks = 0,009; F(2;117) = 33,74; $p < 0,001$).

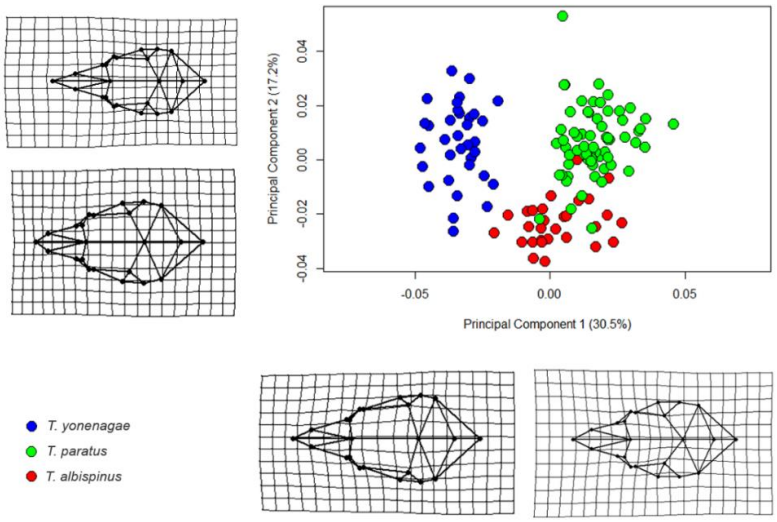


Figura 2 - Análise de componentes principais para os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) para a forma do crânio na vista dorsal para as espécies *Trinomys yonenagae, T. paratus* e *T. albispinus*. As grades de deformação representam os extremos de variação na forma ao longo dos PC1 e PC2.

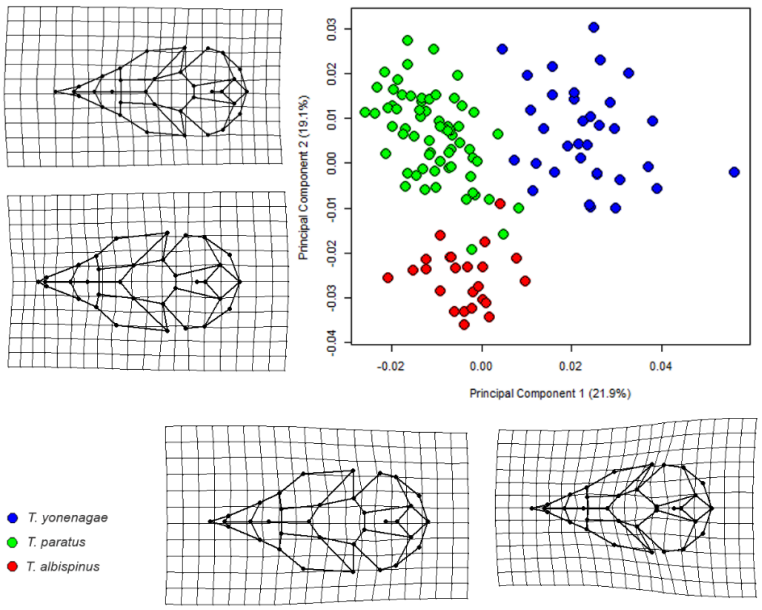


Figura 3 - Análise de componentes principais para os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) para a forma do crânio na vista ventral para as espécies *Trinomys yonenagae, T. paratus* e *T. albispinus.* As grades de deformação representam os extremos de variação na forma ao longo dos PC1 e PC2.

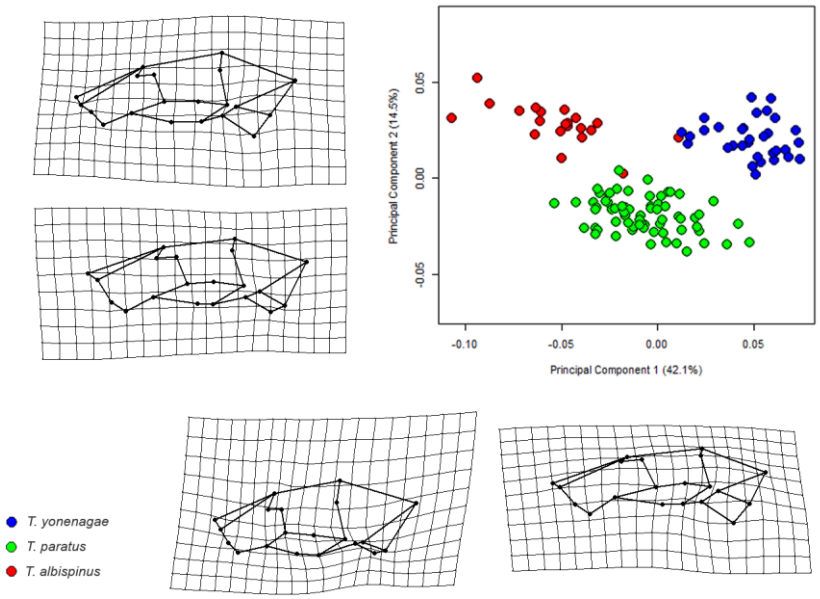


Figura 4 - Análise de componentes principais para os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) para a forma do crânio na vista lateral para as espécies *Trinomys yonenagae*, *T. paratus* e *T. albispinus.* As grades de deformação representam os extremos de variação na forma ao longo dos PC1 e PC2.

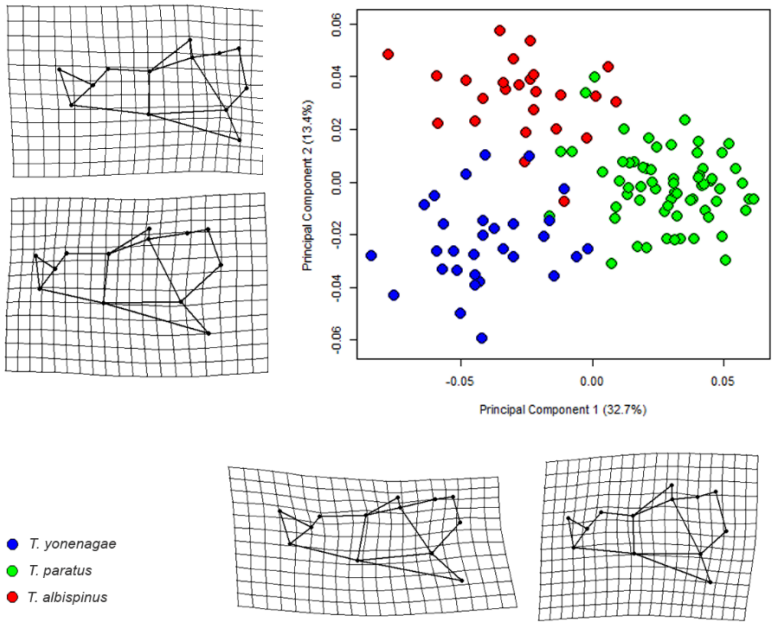


Figura 5 - Análise de componentes principais para os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) para a forma da vista lateral da mandíbula para as espécies *Trinomys yonenagae*, *T. paratus* e *T. albispinus.* As grades de deformação representam os extremos de variação na forma ao longo dos PC1 e PC2.

DISCUSSÃO

Consideramos que o tamanho não é adequado para diferenciar as três espécies, uma vez que a amplitude de variação não é grande. *Trinomys paratus* apresentou menor tamanho do centroide em relação as espécies *T. albispinus* e *T. yonenagae*, que não apresentaram

diferença entre elas. Notavelmente, *T. paratus* apresentou menor tamanho de centroide para o crânio no entanto é a espécie no gênero *Trinomys* com o maior tamanho corporal (PESSÔA et al., 2015).

Constatamos diferença na forma entre as espécies para as quatro vistas do crânio, entretanto a mandíbula mostrou-se a menos informativa na estruturação de diferença entre as espécies. Inferimos que está diferença da forma pode estar relacionada ao ambiente que cada uma das espécies habita. Em seu estudo Perez et al. (2009), obtiveram resultados com espécies de Echimyidae que mostram que a diferença na forma do crânio está associado ao fator ecológico agindo na diversificação morfológica. Assim a espécie *T. albispinus*, apresenta diferenças por ser especializada a viver em ambientes secos (floresta seca) da Caatinga e Cerrado (PESSÔA e REIS, 2002; PESSÔA et al., 2015), a espécie *T. paratus* apresenta diferenças por habitar florestas densas (PESSÔA et al., 2015), e a espécie *T. yonenagae* apresenta variações morfológicas para o ambiente de deserto (ROCHA, 1997). Como a forma do crânio de *T. yonenagae*, que demostra que a espécie possui um focinho proporcionalmente mais alongado que as outras duas espécies. Esta diferença pode estar relacionado a respiração, que por viver em um ambiente quente e seco possuiria algumas possíveis alterações fisiológicas (BARROS et al., 1998). Estas alterações não seriam necessárias em um ambiente com ar úmido como é o caso de *T. paratus* ou uma área de transição como *T. albispinus*. Confirmando então que *T. yonenagae* é uma espécie muito distinta das outras dentro do gênero *Trinomys*.

CONCLUSÕES

Podemos concluir que este estudo demonstra as diferenças tanto na forma como no tamanho do crânio para as três espécies estudadas, e essas diferenças podem estar associadas ao ambiente que essas espécies habitam. Destacando a espécie *T. yonenagae*, que apresenta muitas características morfológicas para sobreviver nas dunas, além de ser uma espécie endêmica com uma área pequena de ocorrência e o único roedor que vive nas dunas de Ibiraba, apontando a importância ecológica desta espécie ameaçada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos curadores e chefes de coleções: João A. Oliveira do Museu Nacional do Rio de Janeiro, a Juliana Gualda e Mario de Vivo do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, e a Yuri L. R. Leite e Monique Nascimento da Universidade Federal do Espírito Santo. A CAPES pela concessão da Bolsa de mestrado da primeira autora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, D.C, ROHLF, F.J., SLICE, D.E. Geometric morphometrics: ten years of progress following the 'revolution'. Italian Journal of Zoology. V. 71, p. 5-16. 2004

BARROS, R.C.H., OLIVEIRA, E.S., ROCHA, P.L.B., BRANCO, L.G.S. Respiratory and metabolic responses of the spiny rats *Proechimys yonenagae* and . to CO_2. Respiration Physiology, 111, 223–231, 1998.

BOOKSTEIN, F.L. Morphometric Tools of Landmark Data: Geometry and Biology. London, United Kingdom. Cambridge University Press. 435p. 1991.

DRYDEN, I. L., MARDIA, K. V. Statistical shape analysis. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc. 376p. 1998.

DRYDEN, I. L., MARDIA, K. V. Statistical shape analysis: with application in R. 2ª Ed., New York, NY: John Wiley and Sons, Ltd. 496p. 2016.

IUCN, Red List of Threatened Species, < www.iucnredlist.org/> acessado em 20 junho de 2017.

LARA, M.C., PATTON, J.L. Evolutionary diversification of spiny rats (genus *Trinomys*, Rodentia: Echimyidae) in the Atlantic Forest of Brazil. Zoological Journal of the Linnean Society. V.130, p. 661–686. 2000.

MARCOMINI, M., SPINELLI OLIVEIRA, E. Activity Pattern of Echimyid Rodent Species from the Brazilian Caatinga in Captivity. Biological Rhythm Research, Vol. 34 No. 2. pp. 157–166, 2003.

MONTEIRO, L. R.; REIS, S. F. Princípios de morfometria geométrica. Ribeirão Preto: Holis, 198p. 1999.

PEREZ, S.I, DINIZ-FILHO, J.A.F, ROHLF, F.J., REIS.S.F. Ecological and evolutionary factors in the morphological diversification of South American spiny rats. Biological Journal of the Linnean Society. V. 98, p. 646–660. 2009.

PESSÔA, L.M., REIS, S.F., *Proechimys albispinus*. Mammalian Species. N. 693, p. 1–3, 2002.

PESSÔA, L.M., TAVARES, W.C., OLIVEIRA, J.A., PATTON, J.L. Genus *Trinomys*. In: PATTON, J.L., PARDIÑAS, U.F.J., D'ELÍA, G. (Eds). Mammals of South America. Volume 2: Rodents. The University of Chicago Press. p. 999- 1019, 2015.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna: R Development Core Team, 2017. Available at: http://www.rproject.org

ROCHA, P.L.B., *Proechimys yonenagae*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from fossil sand dunes in the Brazilian Caatinga. Mammalia, 59, 4, 537-549, 1995.

ROCHA, P.L.B., Renous, S., Abourachid, A., Höfling, E. Evolution toward asymmetrical gaits in Neotropical spiny rats (Rodentia: Echimyidae): evidences favoring adaptation. Canadian Journal of Zoology, 85, 709–717, 2007.

ROHLF, F. J. tpsUtil, file utility program. version 1.64. Department of Ecology and Evolution, State University of New York at Stony Brook. 2013.

ROHLF, F. J. tpsDig, digitize landmarks and outlines, version 2.22. Department of Ecology and Evolution, State University of New York at Stony Brook. 2015.

SANTOS, J.W.A., LACEY, E.A. Burrow sharing in the desert-adapted torch-tail spiny rat, *Trinomys yonenagae*. Journal of Mammalogy, 92(1):3–11, 2011.

TAVARES, W.C., PESSÔA, L.M., SEUÁNEZ, H.N. Phylogenetic and size constrains on cranial ontogenetic allometry of spiny rats (Echimyidae, Rodentia). Journal of Evolutionary Biology. doi: 10.1111/jeb.12905, 2016.

ENTOMOFAUNA EDÁFICA DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA

Bruna Amaral da Costa[1]
Dine Rodrigues Bettker[2]
Denilson da Silva Machado[2]
Peter de Aguiar[2]
Sâmia Leticia Reolon da Cruz[2]
Briseidy Marchesan Soares[2]

RESUMO

Os insetos são uma das classes de artrópodes que podem habitar os mais diversos locais na Terra. Esses locais são considerados modelos de habitats no estudo de ecologia de comunidades de insetos relacionados a macrofauna de solo, que atua na ciclagem de nutrientes por fragmentação e como espécies chaves devido suas funções ecológicas. No entanto, a diversidade dos insetos está sendo afetada pelo efeito de borda relacionado a fragmentação para o cultivo intensivo. Este fenômeno atua como uma barreira que diminui significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes por consequência ocorre à diminuição do fluxo gênico. Com isto, o presente estudo teve por objetivo avaliar o efeito da fragmentação sobre a entomofauna do distrito de Buriti, interior do Município de Santo Ângelo/RS. Para tal utilizou-se dez armadilhas do tipo Pitfall construídas com garrafas pet de 2L preenchidas com uma solução de detergente 20%. Após as coletas foram avaliadas diversidade e dominância das ordens coletadas em cada ponto. Foram registrada 1667 distribuídos em 9 ordens (Hymenoptera, Orthoptera, Isoptera, Hemiptera, Plecoptera, Coleoptera, Collembola e Dermaptera). Os táxons com maior número de representantes foram Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, com representando 46,55%, 28,55% e 6,18% dos indivíduos coletados respectivamente. Os índices de diversidade de Shannon e Simpson sugerem uma diversidade moderada para o nível taxonômico adotado, sendo necessária a realização de mais estudos visando o equilíbrio ecológico do local e aprofundando-se na identificação taxonômica dos insetos presentes. Esses dados corroboram com a ideia de que a áreas está sobre grande de perturbação ambiental.

Palavras-chave: Fragmentação; Insetos; Região Missões; Diversidade.

INTRODUÇÃO

Os insetos pertencem a classe Arthropoda e habitam os mais diversos locais na terra. Sua riqueza é atribuída a vários fatores incluindo o tamanho dos indivíduos combinado com curto tempo de geração, o sofisticado sistema sensorial e neuromotor, as interações evolutivas dos organismos e a metamorfose. Os adultos são alados apresentando um grande poder de voo e possuem a natureza altamente adaptativa. Seus ovos bem protegidos resistem a condições rigorosas o que possibilita ser carregados por aves e outro animal por longas distâncias (GULLAN et al., 2007; RUPPERT et al., 2004).

Os insetos compõem a macrofauna do solo, atuam na ciclagem de nutrientes por fragmentação e servem de alimento para outras espécies. Alguns são consideradas espécies

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Rua Universidade das Missões, 464 - CEP: 98.802-470 Santo Ângelo-RS
[2] URI, Campus Santo Ângelo.

chaves pois com a perda de suas funções ecológicas poderiam levar o ecossistema inteiro a um colapso (RUPPER et al. 2004). No entanto, esta riqueza é negligenciada por planos de conservação. Muitas espécies são consideradas indesejáveis pelo seu comportamento parasitário sobre plantas e animais, no entanto elas desempenham um importante papel como inimigos naturais de outros insetos, plantas e animais e ainda são presas alternativas para diferentes predadores (GULLAN et al., 2007).

As copas das florestas tropicais, desempenhando papel importante nos processos ecológicos, que influenciam no fluxo de energia, dinâmica climática e ciclagem de materiais. Estes habitats proporcionam alta variedade de recursos alimentares principalmente para os insetos (TOGNI et al., 2009; KEANE; CRAWLEY, 2002). Esses locais são considerados modelos de habitats no estudo de ecologia de comunidades. Devido a suas estruturas complexas, fornecem condições diversificadas para uma maior diversidade, pois possuem grande variedade de espécies vegetais, estratificação vegetal, copas interconectadas formando um dossel continuo. E, os insetos apresentam a tendência em acompanhar riqueza vegetal, pois inúmeros animais são dependentes diretamente ou indiretamente para sua sobrevivência. A baixa diversidade vegetal acarreta diferenças na disponibilidade de recursos em alguns ambientes (ELTON apud FERREIRA; MARQUES,1998).

Por outro lado, as áreas cultivadas estão invadindo cada vez mais esses locais causando grandes perdas. E, novas tecnologias neste âmbito surgem a todo momento tornando os cultivos mais resistentes aos insetos e acometendo perdas de diversidade desses organismos (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Além disso, a diversidade dos insetos é afetada pelo efeito de borda relacionado à fragmentação para o cultivo intensivo. Este fenômeno atua como uma barreira que diminui significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes por consequência ocorre à diminuição do fluxo gênico. A destruição destas florestas aliada à extinção de espécies exige a confecção de estratégias de conservação e uso sustentado de fragmentos em como a recuperação desses locais quando degradados. (OLIVEIRA-ALVES et al., 2005).

Aliados a isso, ainda existe a alta dependência de insumos das práticas agrícolas modernas para o controle de pragas, que também afeta os remanescentes florestais, pois os mesmos muitas vezes não são específicos, assim atingindo toda diversidade local (KEANE; CRAWLEY, 2002; TOGNI et al., 2009). Com o exposto, objetivou-se avaliar o efeito antrópico da fragmentação sobre a entomofauna do distrito da Buriti no interior do município de Santo Ângelo/RS.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em um fragmento de mata no distrito Buriti, pertencente ao município de Santo Ângelo, localizado a 286 metros acima do nível do mar, apresentando uma vegetação do tipo Floresta Estacional Decidual em maior parte de sua extensão, clima CFA de acordo com a classificação de Köppen, com temperaturas médias entre 21°C e 30°C. O solo da região classificado como Latossolo vermelho distroférrico típico com textura muito argilosa (Prefeitura Municipal de Santo Ângelo, 2014).

Para as coletas utilizou-se 10 armadilhas do tipo Pittfall confeccionadas com garrafas pet de 2L transparentes seguindo metodologia proposta por Antoniolli et al., (2006) com algumas adaptações. Nas garrafas foram feitos 4 furos 6x6 na altura de 24-23 cm da base e preenchido com uma solução de detergente neutro à 20%. Foram distribuídas em 10 pontos aleatoriamente (Tabela 1) em três secções da área (Fig. 1). Realizou-se apenas 1 coleta nesses pontos, com a permanência dos pitfalls de 7 dias no local. Os pontos foram demarcados utilizando o aplicativo para smartphone AndroiTS GPS Test ® e denominados alfanuméricos como P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10.

Tabela 1 – Pontos de amostragem no fragmento de mata.

Pontos Pitfall	Descrição
Ponto 1	Próximo a borda do local, região próxima a estrada e a entrada da casa do morador.
Ponto 2	Local as margens do rio, na borda do fragmento.
Ponto 3	Local ao lado da casa do morador, cercado por uma zona de campo nativo e mata.
Ponto 4	Local dentro de um campo nativo.
Ponto 5	Zona de transição entre campo e mata.
Ponto 6	Zona de borda da mata, cercado pela estrada.
Ponto 7	Horta orgânica do morador
Ponto 8	Zona de mata próxima ao rio.
Ponto 9	Zona de mata.
Ponto 10	Zona cercada por mata 2.

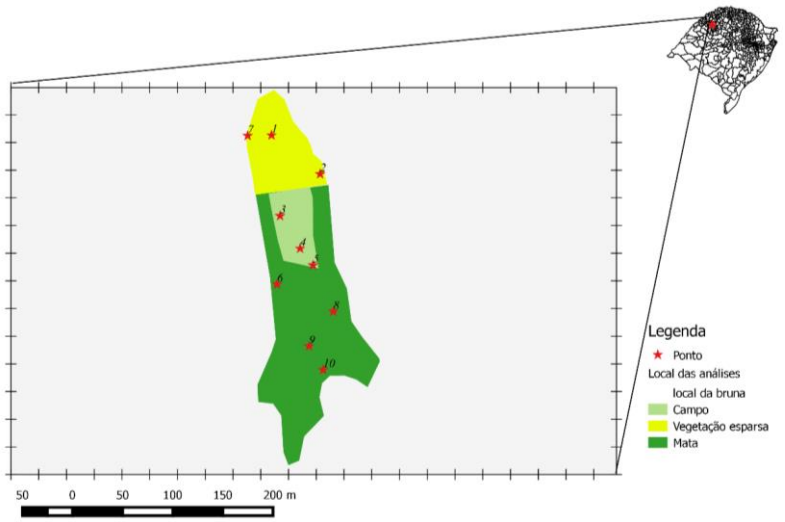


Figura 1 – Caracterização dos pontos de coleta. Fonte: Machado (2016).

Após os 7 dias os espécimes foram fixados com álcool 70% e transportados até o Laboratório de Zoologia da URI – Santo Ângelo para identificação. Os dados obtidos foram analisados através dos testes de Simpson, Shannon, Dominância D e Equitabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registrados um total de 1667 espécimes distribuídos em 9 ordens (Hymenoptera, Orthoptera, Isoptera, Hemiptera, Plecoptera, Coleoptera, Collembola e Dermaptera). Os táxons com maior número de representantes foram Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, com representando 46,55%, 28,55% e 6,18% dos indivíduos coletados respectivamente. No ponto 10, foi encontrado um total de 320 insetos considerado o maior número de indivíduos comparado com os demais pontos, e a ordem Hymenoptera foi a mais abundante com 135 indivíduos. Em contrapartida, no P2 foram encontrados 41 espécimes de insetos (Tab. 1).

A ordem díptera parece ter sido favorecida em ambiente de mata, uma vez que os pontos que apresentaram maior número desses organismos foram o P9 e o P10. Segundo Silva et al., (2014) os dípteros têm maior abundância relativa em locais de mata nativa, principalmente em locais de mata atlântica, uma vez que os mesmos necessitam de grande umidade.

No P7 e P10 verificou o maior número de Hymenopteros. O P7 é uma horta apresentando uma disponibilidade de alimentação herbívora o que pode indicar a concentração desses insetos, sendo muitas vezes considerados pragas. Os hymenopteros e hemípteros se concentram em locais menos diversos, podendo isto explicar a presença deles no ponto 10 (ZANETTI et al., 2003; Root, 1973). E ainda, esses organismos apresentam grandes colônias e recrutamento em massa, podendo conter milhares indivíduos (KAMISNKI et al., 2009).

Já a ordem coleoptera ficou mais restrita as áreas de mata dos P8, P9 e P10. Essa ordem é predominante em muitos levantamentos faunísticos (SILVA et al., 2014). Eles representam a maior ordem do subfilo hexapoda, sendo facilmente reconhecido pela presença de élitros. Sendo indicadores do nível de conservação de fragmentos de mata (MARINONI; DUTRA, 1997; RIBEIRO-COSTA, 2006).

A abundância da ordem Diptera e Hymenopotera corroboram com a ideia de que formigas representam um grupo indicador de diversidade em áreas de perturbação ambiental (VIEIRA et al., 2004). Entretanto para resultados mais significativos em relação aos demais

pontos é necessário dar continuidade as amostragens por um período maior uma vez que uma simples contagem do número de morfo–espécies presentes em uma área não representara a total percepção do efeito dos impactos causados ou até mesmo de um efeito de regeneração (NEVES et al., 2008).

O P2 apresentou um número pouco expressivo de táxons, apresentando a ordem díptera como dominante. Isto se deve a localização do mesmo, pois o local é de difícil acesso, onde, à posteriori ocorreu a formação de uma ribanceira. O local ainda é alagado devido às enxurradas. Neste ponto e nos P1, P3 e P7 observou-se a completa ausência de collembolos, limitados possivelmente pela ausência de cobertura vegetal aliada a altas temperaturas do solo (BEUTLER et al., 2009).

Os dados obtidos nessa amostragem se assemelham aos obtidos por Paz e Pigozzo (2012) que avaliaram um fragmento de mata atlântica de 240 hectares com armadilhas coloridas. Os mesmos explicam que a mata atlântica apresenta densa serapilheira que pode propiciar diversos micro habitats servido de abrigo ou alimentos para diferentes tipos de invertebrados.

Tabela 2 – Abundância de espécimes de insetos nos dez pontos de amostragem.

Coluna 1	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P 10	Soma	Frequência (%)
Lagartas	2	2	1	2	0	0	1	0	0	3	11	0,66
Hymenoptera	5	3	14	6	19	23	233	21	17	135	476	28,55
Orthoptera	0	2	0	0	1	4	0	7	3	2	19	1,14
Isoptera	7	1	6	2	11	0	1	17	23	4	72	4,32
Hemiptera	1	5	29	0	13	0	6	0	0	0	54	3,24
Pleoptera	0	0	1	0	4	1	0	0	0	0	6	0,36
Diptera	90	23	63	88	69	59	20	53	206	105	776	46,55
Coleoptero	12	1	6	5	1	8	4	14	13	39	103	6,18
Collembola	0	0	0	2	49	8	0	13	2	25	99	5,94
Dermaptero	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,06
Sem Identificação	4	2	0	0	8	0	0	1	2	1	18	1,08
Soma	**133**	**41**	**120**	**108**	**178**	**104**	**265**	**131**	**267**	**320**	**1667**	**100**

Thomazini e Thomazini (2002) encontraram um número maior de ordens em seu estudo empregando armadilhas luminosas em um fragmento de mata secundária. No entanto, as ordens mais abundantes foram a Hymenoptera, hemiptera, diptera e coleoptera, corroborando com os dados obtidos nessa rápida amostragem.

Tabela 3 – Diversidade de Shannon(H'), Equitabilidade (J'), Dominância (k) por pontos de coleta.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Total
Táxons	5	6	6	6	8	6	5	6	6	6	9
Dominância D	0,63	0,46	0,36	0,72	0,28	0,39	0,79	0,25	0,62	0,33	0,33
Simpson	0,37	0,54	0,64	0,28	0,72	0,61	0,21	0,75	0,38	0,67	0,67
Shannon	0,78	1,13	1,27	0,65	1,50	1,22	0,48	1,58	0,82	1,28	1,39
Equitabilidade J	0,48	0,63	0,71	0,36	0,72	0,68	0,30	0,88	0,46	0,72	0,63

Encontrou-se na área de estudo uma dominância de 0,33 de díptera, isto refletiu na dominância de Simpson que atingiu valores mais próximos a 1 do que a 0 (0,67). No entanto, o teste de Shannon evidenciou um bom estado de conservação do local (1,39) (Tab. 2).

Nota-se que o local mais diversificado, em relação aos táxons, foi o P5, também se observa que a dominância de Simpson mostrou elevados valores (0,72) próximos a 1. Esse fato pode ser explicado pela falta de dominância (0,28) de um táxon no local. No entanto o índice de Shannon indicou ser adequado para o local. De acordo com Silva et al., (2014) o nível de diversidade se dá devido ao nível taxonômico adotado para a avaliação (ordem). Mas ainda assim, os melhores resultados em relação aos testes foram observados no P8, pois o mesmo apresentou números similares de hymenopteros, dípteros e demais táxons.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os pontos apresentaram números reduzidos de táxons correspondentes ás ordens: Orthopera, Pleoptera e Dermaptera, entretanto o P8 apresentou os melhores resultados sendo o ponto com uma diversidade maior de táxons, predominando a abundância da ordem Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, o P5 foi o segundo mais diversificado. Os índices de diversidade de Shannon e Simpson sugerem uma diversidade moderada para o nível taxonômico adotado, sendo necessário a realização de estudos mais detalhados visando o equilíbrio ecológico do local e aprofundando-se na identificação taxonômica dos insetos presentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P.C.; BÖCK, V; PORT, O.; SILVA, D. M. da; SILVA, R. F. da. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006.

BEUTER, H. P.; MARTINS, V.; RIBEIRO, A. L.; SOARES, R. M. Entomofauna edáfica em fragmento de mata ripária. **In: XVII seminário institucional de ensino, pesquisa e extensão**, 2009.

ELTON, C.S. The structuture of invertebrate populations inside neotropical rain forest. **Journal of Animal Ecology**, v.42, p. 55-103, 1973.

GULLAN P.J ; GULLAN, P.J; CRANSTON, P.S. **Os insetos: um resumo de entomologia**. São Paulo: Editora Roca Ltda, 2007.

KAMINSKI, L. A.; SENDOYA, S. F.; FREITAS, A. V. L.; OLIVEIRA, P. Ecologia comportamental na interface formiga-planta-herbívoro: interações entre formigas e lepidópteros. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 1, p. 27-44, 2009.

KEANE, R. M;CRAWLEY, M. J**. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis**. v.7, n.4, p.164-170, 2002.

MARINONI, R.C.; DUTRA, R.R.C. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha Malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil. Diversidades alfa e beta. **Revista Brasileira de Zoologia** v.14, n.3, p. 751 – 770, 1997

NEVES, F.S., MADEIRA, B. G., OLIVEIRA, V.H.F., FAGUNDES, M. Insetos como bioindicadores dos processos de regeneração em matas secas. **MG Biota**, v.1, n.2, 2008.

OLIVEIRA-ALVES, A. et al. O estudo de comunidades de aranhas (arachinida: aranae) em ambientes de mata atlântica no parque metropolitano de Pitaçu – PMP, Salvador, Bahia. **Biota neotropical**, v. 5, n.1, 2005.

PAZ, J. R. L. da.; PIGOZZO, C. M. Comparação da entomofauna coletada por armadilhas coloridas de água em um fragmento de mata atlântica e dois ecossistemas associados, Bahia. **Candombá – Revista Virtual**, v. 8, n. 1, p. 63-72, 2012.

RIBEIRO - COSTA, C. S., ROCHA, R. M. **Invertebrados:** Manual de Aulas Práticas. 2.ed. São Paulo: Editora Holos, 2006.

ROOT, R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (Brassica oleracea). **Ecological Monographs**, 43 (1): 95-124.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Invertebrate Zoology – a functional evolutionary approach**. Saunders College Publishing, Forth worth, p. 963, 2004.

SILVA, R. E.; BUSATTO, M.; LAZAROTTO, D. C.; COLDEBELLA, I. J.; MANSUR, G. G. Comunidades de insetos em fragmento de Floresta Atlântica e cultura de Eucalyptus grandis no Sul do Brasil. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 20, n. 1, p. 30-38, 2014.

THOMANZINI, M.J.; THOMANZINI, A.P.B.W. Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano. Rio Branco: **EMBRAPA Acre**, 41p, Circular Técnica 35, 2002.

VIEIRA, M.F., RIBEIRO, J. D., SANTOS, I.F. Levantamento de insetos em jazidas na área de exploração de petróleo no rio Urucu – Amazonas. **Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas**, INPA, 2004.

ZANETTI, R.; ZANUNCIO, J. C.; VILELA, E. F.; LEITE, H. G.; JAFFÉ, K.; OLIVEIRA, A.C. Level of economic damage for leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Eucalyptus plantations in Brazil. **Sociobiology**, v.42, n. 2, p. 433-442, 2003.

ENVIRONMENTAL EFFECTS ON AQUATIC INVERTEBRATE FUNCTIONAL GROUPS IN SOUTH BRAZILIAN *CAMPOS* LANDSCAPES

Gabriela Galeti[1]
Ronei Baldissera[2]

ABSTRACT

Studies of aquatic invertebrate functional groups are important tools for monitoring environmental integrity of fresh water streams. Therefore, our objective was to correlate the distribution of aquatic invertebrate functional groups with environmental variables in streams of two south Brazilian *Campos* landscapes. Invertebrates were collected in 20 kick net points along 150m of five streams in each landscape. At laboratory, invertebrates were sorted in three sieves with different mesh sizes. All specimens were identified at the lowest taxonomic level and sorted in feeding functional groups. We measured for each stream water velocity, width, pH, dissolved oxygen and water temperature. In the stream surroundings, we measured the relative cover (in ha) of forests, grasslands and plantations. We performed a CCA to investigate the patterns of distribution of functional groups based on the environmental variables. We found a total of 996 individuals distributed in 33 families and five functional groups: collectors, filters, predators, scrapers and shredders. First axis of CCA explained 66% of variation in functional group distributions. Filters occurred mainly in the landscape dominated by plantations and in wider streams with higher dissolved oxygen. Scrapers were associated with the landscape showing higher grassland cover in streams with higher velocity, temperature and pH. The responses of aquatic invertebrate functional groups in south Brazilian *Campos* are dependent on local and outside stream environmental variables.

Keywords: Composition. Plantation. Grassland. Scraper. Filters.

INTRODUCTION

Aquatic invertebrates can be found in nearly all fresh water habitats showing high taxonomic diversity (Taniwaki & Smith, 2011). The group is essential for lentic and lotic systems acting in the energy flow, nutrient cycling and organic matter degradation (Achuthan et al., 2015). Benthic community are strongly influenced by water quality and environmental

[1] Curso de Ciências Biológicas, Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ, Av. Senador Atílio Fontana, CEP 89809-000, Chapecó, SC, Brasil
[2] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ, Av. Senador Atílio Fontana, CEP 89809-000, Chapecó, SC, Brasil. gabigaleti@unochapeco.edu.br

heterogeneity at local, regional and geographic scales (Heino et al., 2003; Hepp and Santos, 2009), as well as by temporal variation (Brosse et al., 2003).

Aquatic invertebrate functional groups are defined as sets of taxa exploring the same type of resources in a similar way. Differences in the composition of functional groups can indicate the integrity of aquatic systems (Mandaville, 2002). There are seven principal feeding functional groups based on the type of feeding strategy: scraper, shredder/detritivore, shredder/herbivore, collector/filter, collector, scraper, sucker/herbivore, and predator. Each group plays a different role in the ecosystem (Merritt & Cummins, 2006; Hamada et al., 2014). Therefore, the study of the distribution of functional groups is an important tool for monitoring programs (Callisto et al., 2000).

Aquatic ecosystems in south Brazilian *Campos* are affected by riparian vegetation suppression and by alochthonous material entrance via streams' surroundings, which can cause important environmental alterations affecting the aquatic invertebrate community. For that reason, our objective was to analyze the influence of environmental variables on the distribution of aquatic invertebrate functional group compositions in two south Brazilian *Campos* landscapes.

MATERIAL E MÉTODOS

Study landscapes

We used two 25km^2 *Campos* landscapes associated with the project Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) Campos Sulinos (https://pt-br.facebook.com/RedeCamposSulinos/). The landscapes are in the municipalities of Painel, Santa Catarina (UTM 22 J 580844.12 m E/6901796.10 m S; 1,144 m.a.s.l.) and Palmas, Paraná (UTM 22 J 437612.67 m E/ 7065595.88 m S; 1,115 m.a.s.l.) inserted in the Atlantic Forest domain. The landscapes possess at least 50% of natural grassland cover used mainly for cattle breeding. Remaining areas of both landscapes present *Araucaria* forests along water courses or as small patches, but the conservation unit Refúgio da Vida Silvestre in Palmas presents also agriculture and silviculture covers.

Data collection

We selected five streams ranged from second to fourth order in each landscape based on the hydrological maps. Streams were at least 1km apart from each other and presented riparian forests along the margins. We collected aquatic invertebrates in 20 kick net points

along 150m of each stream. We selected points with stagnant water and kick the sediment in water flow direction inside the net. Sediments were stored in plastic bags and pails and fixed with 92% alcohol in the field. In laboratory, we used three sieves with different meshes (3mm, 2mm and 1mm) to sort the invertebrates with different body sizes. The invertebrates of the first sieve were collected by visual inspection of sediments. Sediments in the smaller sieves comprised a huge quantity of sandy sediments, so we used a collector's curve to estimate the richness and diminish the sampling process. The curve stabilized at ~ 75g of sediment. Therefore, we used this portion of sandy sediments to sort the invertebrates under stereomicroscope. Invertebrates were identified at the smallest taxonomic level based in Hamada et al. (2014) and Fernandez and Domingues (2009). We classified the feeding functional groups based on family classification.

We measured eight environmental variables inside and in the surroundings of streams (see Table 1 in results and discussion section). Locally, variables were mean water velocity, mean width of streams, pH, dissolved oxygen and water temperature. Outside, variables were relative cover of forests, grasslands and plantations in a 500m buffer from the starting point of collection measured in Google Earth.

Data analysis

We performed a canonical correspondence analysis (CCA) to correlate the distribution of aquatic invertebrate functional groups in streams constrained by environmental variables. CCA is a canonical ordination that force the ordination vectors of the species by sites matrix to be maximally related to combinations of the environmental variables (Legendre and Legendre, 2012).

RESULTS AND DISCUSSION

We found a total of 996 aquatic invertebrates distributed in 33 families and five functional groups: collectors, filters, predators, scrapers, and shredders (Table 1). Filters were the most abundant functional group and predators the least abundant. Filters, mainly Bivalves, were more abundant in Palmas landscape, while shredders abundance was higher at Painel landscape.

High abundance of Bivalves may be associated with higher food supply, for instance in downstream of a dam and spillway areas where algae are abundant (McMahon, 1991), and in disturbed rivers (Vaughn, 1997) indicating water deterioration in the streams (Piedras et al.

2006). We found a strong influence of plantation on Palmas streams indicating that human activities may be affecting the aquatic ecosystem in this landscape. Land use alterations are the principal cause of changes in riparian forests and stream conservation status, and can affect the composition of aquatic invertebrates (Sensolo et al., 2012, Hepp, 2016).

Table 1 – Environmental variables measured inside and in the surroundings of 10 streams in two south Brazilian *Campos* landscapes. OD = dissolved oxygen (mg/L); TE = temperature (°C); LA = mean width (m); VE = mean velocity (m/s); FL = forest area (ha); CA = grassland area (ha); PL = plantation area (ha). Functional groups: PR = predator; CO = collector; FI = filter; FR = shredder; RA = scraper. PAI = Painel; PAL = Palmas.

STR	OD	TE	pH	LA	VE	FL	CA	PL	OR	PR	CO	FI	FR	RA
PAI1	7.7	17	9.7	6.2	18	12.54	64.6	0	3	1	2	3	15	54
PAI2	7.55	16	9.5	6.36	11.3	7.56	69.9	0	2	3	13	21	37	6
PAI3	8.06	17	9.5	6.73	12.6	8.39	56	13.36	3	14	30	7	10	21
PAI4	7.61	16	9.3	4.83	19	7.91	68.67	0	3	6	11	20	41	19
PAI5	7.76	18	9.1	2.8	12.3	7.42	69.48	0	2	10	15	6	37	15
PAL1	6.93	14	9.16	3.43	8.3	2.21	44.3	0	3	3	3	5	9	0
PAL2	7.96	15	9.4	8.6	4.6	9.35	37.11	21.42	4	5	5	88	11	4
PAL3	7.35	14	9	10.6	7.3	5.98	71.3	0	5	7	22	40	8	2
PAL4	7.94	14	9.04	2.3	12.67	17.33	48.82	10.6	2	5	2	11	11	0
PAL5	8.55	15	9.5	7.8	6.2	14.93	59.1	0	5	23	44	167	11	15
TOTAL										77	147	368	190	136

The second most abundant group shredders are mainly influenced by temperature and stream mean velocity in the Painel landscape. Temperature is associated to higher shredder abundance, as well as riparian leave bank diversity (Boyero et al., 2011). Velocity may influence other stream factors like sediment composition, and oxygen and food availability (Wiberg-larsen et al., 2000; Bapista et al., 2014). Predators were characterized mainly by Odonata, Hemiptera and Plecoptera in the streams. As a top trophic group, it is expected that this group present low abundance and are mainly associated with other functional groups (Marques et al., 1999).

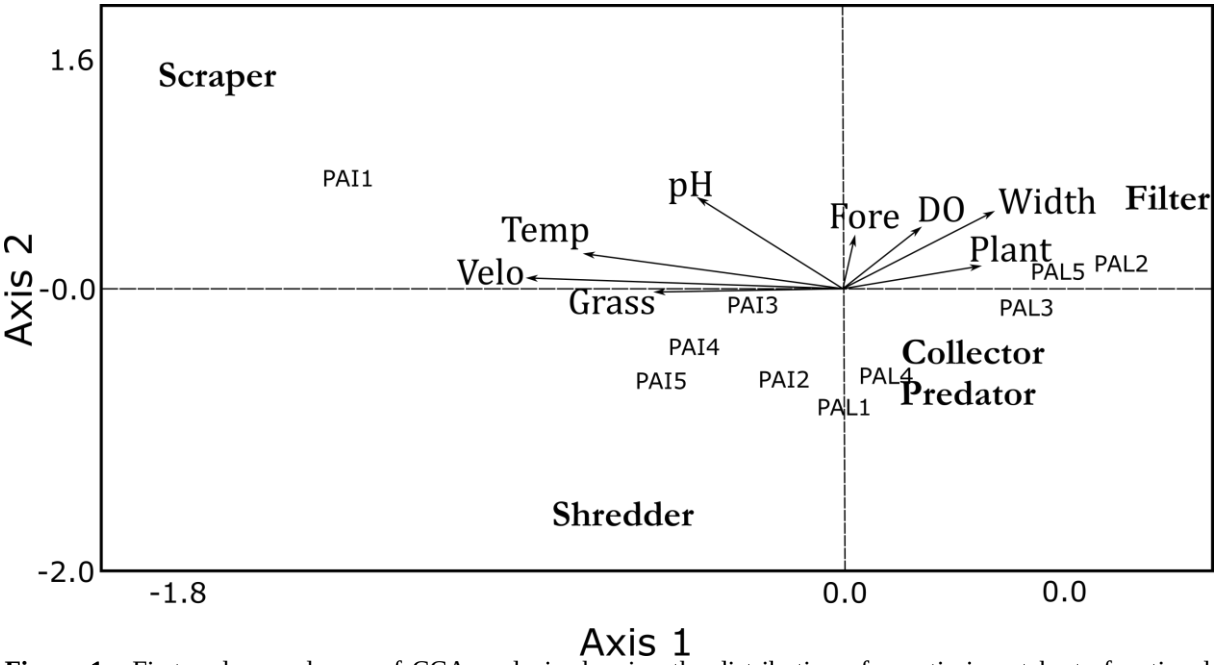


Figure 1 - First and second axes of CCA analysis showing the distribution of aquatic invertebrate functional groups in 10 south Brazilian *Campos* streams constrained by environmental variables. First axis explained 66.4% of variation. Labels: PAL = Palmas streams; PAI = Painel streams; DO = dissolved oxygen; TEMP = temperature; WIDTH = mean width of streams; VELO = mean velocity of streams; FLOR = forested area in streams' surroundings; GRASS = grassland area in streams' surroundings; PLANT = plantation area in stream' surroundings.

Scrapers, mainly Gastropoda, were also abundant in Painel landscape. This group feed mainly on the periphyton and algae in stream bottoms. Natural grassland areas also were important in describing the distribution of Painel streams and we found high abundance of EPT group (Ephemeropta, Plecoptera and Trichoptera). These taxa are very sensitive to pollution being the first to disappear from the aquatic community in highly disturbed ecosystems. Therefore, we could infer Painel streams presented higher ecosystem integrity (Barbola et al., 2011) compared to Palmas.

FINAL REMARKS

The association of functional analysis and environmental monitoring is a powerful tool to assess the conservation status of aquatic ecosystems. It is important to deepen our understanding of local and landscape descriptors affecting the diversity of aquatic communities in the south Brazilian *Campos*. Generally, conservation efforts are directed to forested areas, but the natural mosaic composed of forests and grasslands in southern Brazil also deserves attention because it is already a highly disturbed and poorly studied ecosystem. Also, because this ecosystem is more prone to land use alterations than continuous forests.

ACKNOWLEDGEMENTS

Gabriela Galeti received scientific grants from Article 171/Notice 004 from Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desenvolvimento da Educação Superior – FUMDES. Taís de Fátima Ramos Guimarães (UFRGS) provided the hydrological maps of the landscapes.

REFERENCES

ACHUTHAN N. G., MORSE, J. C., MARSHALL, S. A. Aquatic insects and their societal benefits and risks. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, 3(3), 171-177, 2015.

BAPTISTA, V. A.; ANTUNES, M. B., MARTELLO, A. R., FIGUEIREDO, N. S. B., AMARAL, A. M. B., SECRETTI, E. and BRAUN, B. Influência de fatores ambientais na distribuição de famílias de insetos aquáticos em rios no sul do Brasil. **Ambiente & Sociedade,** 17(3), 155-176, 2014.

BARBOLA, I. F., MORAES, M. F. P. G., ANAZAWA, T. M., NASCIMENTO, E. A., SEPKA, E. R., POLEGATTO, C. M., MILLÉO, J., and SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 101(1-2), 15-23, 2011.

BOYERO, L.; et al. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. **Ecology** 92(9):1839-1848, 2011.

BROSSE, S., ARBUCKLE, C.J., and TOWNSEND, C.R. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. **Biodiversity and Conservation**, 12, 2057-2075, 2003.

DOMINGUEZ, E. and FERNANDEZ, H. **Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología.** Tucumán, Fundación Miguel Lillo, 656 p., 2009.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. and QUERINO, R. B.. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 724 p., 2014.

HEPP, L. U., SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 157 (1-4), 305-318, 2008.

HEPP, L.U. et al. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28 (3), 2016.

HEINO, J., MUOTKA, T. and PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**. 72, 425-343, 2003.

IBGE, Painel/SC. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em 05/05/2017.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de manejo Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas**, 196 p., 2006.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters – Taxa tolerance values, metrics and protocols.** Nova Scotia: Soil & Conservation Society of Metro Halifax, 128 p., 2002.

MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L.; BARBOSA, F.A.R. Aquatic macroinvertebrate community and limnological characteristics of 'Carioca' and 'da Barra' lakes, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2): 203-210, 1999.

MCMAHON R.F. Mollusca: bivalvia. In: **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates** (Eds J.H. Thorp & A.P. Covich), pp. 315-390. Academic Press, New York. 1991.

MERRITT, R.W. and CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America,** 3rd edition. Iowa, Kendall Hunt Publishing, 2006.

PIEDRAS, S. R. N., BAGER, A., MORAES, P. R. R., ISOLDI, L. A., FERREIRA, O. G. L. and HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, 36(2), 494-500, 2006.

SENSOLO, D., HEPP, L.U., DECIAN, V.S. and RESTELLO, R.M. Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **International Journal of Limnology**, 48(4), 391-400, 2012.

TANIWAKI, R. H. and SMITH, W. S. Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim – SP, Brasil. **J. Health Sci. Inst.**, 29(1), 7-10, 2011.

VAUGHN, C.C. Catastrophic decline of the mussel fauna of the Blue River, Oklahoma. **The Southwestern Naturalist**, 42, 333-336, 1997.

WIBERG-LARSEN, P., BRODERSEN, K.P., BIRKHOLM, S., GRON, P.N. and SKRIVER, J. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. **Freshwater Biology**, 43, 633-647, 2000.

ANÁLISE COMPARATIVA DO EFEITO DO TAMANHO DAS MALHAS DE PENEIRAS NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE POLYCHAETA EM UM ESTUÁRIO TROPICAL

Carlinda, Raílly[1]
Climélia, Nóbrega-Silva[2]
Daniele, J. S. Azevêdo[3]
Wilma, I. G. Ananias[4]
Evaldo, L. Azevêdo[5]
Dalescka, B. Melo[2]
Joseline, Molozzi[2]

RESUMO

Estudos voltados ao desenvolvimento de metodologias de diagnóstico da qualidade da água que gerem resultados eficientes, com baixo custo e menor tempo para o processamento das amostras têm sido cada vez mais desenvolvidos. Este estudo tem por objetivo, avaliar a eficiência de peneiras com malha de 1,0 mm e a combinação das malhas 0,5 - 1,0 mm sobre a composição e estrutura da comunidade de Polychaeta em um estuário tropical. O estudo foi realizado no estuário Paraíba do Norte localizado na região nordeste do Brasil. A comunidade de Polychaeta foi amostra no período de seca e chuva e ao longo do gradiente estuarino. Para avaliar a composição e estrutura da comunidade de Polychaeta foram considerados os aspectos da abundância, biomassa e riqueza dos *taxa*. Para avaliar diferenças na composição e estrutura da comunidade entre o tamanho das malhas das peneiras (1,0mm e 1,0 + 0,5mm) e entre os períodos de amostragem, foram realizadas análises de significância PERMANOVA. Para determinar as principias contribuições de *taxa* entre as aberturas de malha de 1,0mm e a combinação das malhas (1,0 e 0,5 mm) e entre os períodos de seca e chuva, foram realizadas análises de Porcentagem de Similaridade (SIMPER). A composição e estrutura da comunidade de polychaeta não foi diferente significativamente entre os tamanhos das malhas, mas diferenças foram observadas quando considerados os períodos sazonais. Os taxa mais representativos, em ambos os períodos de amostragem e tamanhos da abertura das malhas, foram *Laeonereis* e *Glycinde*. A composição e estrutura da comunidade de Polychaeta não foi influenciada pelos tamanhos das malhas. Diante desses resultados, consideramos que em estudos voltados ao biomonitoramento realizados em estuários tropicais e utilizando a comunidade de Polychaeta, a utilização da abertura da malha de 1mm é suficiente para fornecer respostas eficientes, precisas e de menor custo.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Biodiversidade. Qualidade de água. Ecossistemas estuarinos. Polychaeta.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas os ecólogos de todo mundo, têm buscado desenvolver metodologias eficientes para avaliar a qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos, que forneçam resultados rápidos, precisos e de baixo custo. Com essa perspectiva, alguns fatores

[1] Universidade Federal do Pará, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Rua Augusto Corrêa, 01, Bairro Guamá, CEP 66075110, Belém, Pará, Brasil. carlindarailly@gmail.com
[2] Universidade Estadual da Paraíba, Departamento de Ciências Biológicas.
[3] Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.
[4] Universidade Estadual da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia ambiental.
[5] Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza.

metodológicos (Ex., número de amostras, resolução taxonômica e abertura da malha das peneiras) podem influenciar diretamente os resultado acerca dos padrões estruturais e de distribuição das espécies de uma comunidade (VALENÇA e SANTOS, 2013).

Tradicionalmente a combinação de peneiras com malha de 1,0 + 0,5 mm é utilizada em procedimentos que envolvem o processamento de amostras da comunidade de macroinvertebrados. A escolha da abertura da malha depende do objetivo do estudo (MILOSLAVIC et al., 2014). Para o biomonitoramento, recomenda-se a utilização da malha de 1mm, pois fornece resultados confiáveis, com menor tempo de processamento e menor custo (LAMPADARIOU et al., 2005). Por outro lado, quando o foco do estudo é a dinâmica populacional, é indicado o processamento das amostras em peneiras de malhas finas por fornecer uma visão mais detalhada da comunidade (RICCARDI, 2010).

Embora a busca por metodologias eficientes seja necessária, deve-se ter uma precaução quando se considera ecossistemas dinâmicos, como os estuários. Estuários são ecossistemas que apresentam alta variabilidade ambiental natural em função das ações das marés, a qual exerce elevada influência na distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (MEDEIROS et al., 2016). Juntamente com os fatores de estresse natural, estuários também estão submetidos a um elevado grau de impacto antropogênico que também exerce uma influência sobre a distribuição das espécies.

Entre os grupos que compõem a comunidade bentônica em estuários, Polychaeta é um dos mais utilizados em estudos de avaliação da qualidade ambiental (DE-LA-OSSA-CARRETERO et al., 2009), uma vez que são abundantes e ocupam uma ampla diversidade de habitats (AMARAL e NONATO, 1996). Diante disso, este estudo tem por objetivo avaliar a eficiência de peneiras com malha de 1,0 mm e a combinação das malhas 0,5 - 1,0 mm sobre a composição e estrutura da comunidade de Polychaeta em um estuário tropical. Testamos a hipótese que a composição e estrutura da comunidade de Polychaeta é influenciada pelo tamanho da malha das peneiras, através de uma maior retenção de organismos na malha de 1,0 mm.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no estuário do Rio Paraíba do Norte (6º54’14” e 7º07’36”S; 34º58’16” e 34º49’31”O), localizado no litoral do Estado da Paraíba, nordeste do Brasil. Este estuário é margeado por grandes cidades e as regiões a montante recebem efluentes

domésticos e de empreendimentos de aquicultura. Mesmo sofrendo forte influência antrópica pode-se verificar a vegetação de mangue, característica de ambientes estuarinos (MEDEIROS et al., 2016). O clima da região é do tipo As de acordo com a classificação de Köppen-Geiger com temperaturas variando entre 25 e 30ºC (ALVARES et al., 2013)

Desenho amostral e período de coleta

Ao longo do estuário foram estabelecidas quatro zonas de amostragem, de montante para jusante, definidas com base na salinidade, composição granulométrica e profundidade, durante um estudo piloto realizado em agosto de 2013. Em cada zona foram estabelecidos três pontos de amostragem e em cada ponto, três subamostragens. As coletas foram realizadas em Novembro de 2013 (período seco) e Julho de 2014 (perído chuvoso).

Amostragem da comunidade de Polychaeta

Os organismos foram amostrados na região subtidal utilizando uma draga (0.1 m^2). *In situ* as amostras foram preservadas em formalina tamponada a 4%. Em laboratório, o material coletado foi lavado em peneiras de abertura de malha 1,0 e 0,5 mm, respectivamente. Os Polychaeta foram identificados em nível de gênero (AMARAL e NONATO, 1996; AMARAL et al., 2006). Para estimara biomassa, os organismos foram colocados em um forno a 60° durante 72 horas, pesados e submetido à combustão em um forno de mufla a 550 °C durante 8 horas para determinar o peso seco livre de cinzas.

Análise dos dados

A abundância e biomassa dos indivíduos foram calculadas separadamente para malha 1,0 mm e combinação das malhas 1,0 + 0,5 mm. Os resultados foram comparados para avaliar os efeitos do tamanho das malhas na abundância, biomassa e riqueza da comunidade. Para avaliar diferenças na retenção das malhas de 1,0 mm e para as malhas combinadas (1,0 + 0,5 mm) na abundância, biomassa e riqueza da comunidade de Polychaeta foram realizadas análises de significância PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) (com 9999 permutações; $\alpha < 0,05$). Para isso considerados os fatores zonas (quatro níveis: ZI, ZII, ZIII e ZIV), malhas (dois níveis: 1,0 mm e 1 + 0,5 mm) e períodos sazonais (dois níveis: seca e chuva). Os dados de abundância e biomassa foram transformados em raiz quadrada e utilizou-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Para a riqueza de taxa foram realizadas análises PERMANOVA univariada, utilizando uma matriz de distancia euclidiana

(ANDERSON, 2001; ANDERSON et al., 2008). Para determinar quais *taxa* da comunidade de Polychaeta mais contribuíram para a dissimilaridade entre as malhas de 1,0 e a combinação de 1,0 e 0,5 mm no períodos de seca e de chuva do estuário, foram realizadas Análises de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) (CLARKE, 1993).

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Software Package from Plymouth Marine Laboratory, UK) (ANDERSON et al., 2008).

RESULTADOS

Foram identificados 3.654 (69,17%) Polychaetas retidos na malha de 1,0mm e 5.283 (100%) na combinação das malhas. Houve diferenças significativas para abundância entre os períodos sazonais PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,153}$= 75794; p= 0.0001), zonas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{3,153}$=28.484; p=0.0001), embora diferenças não foram observadas entre as malhas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,153}$=0.56417; p=0.8381). O *taxa Laeonereis* apresentou maiores proporções de contribuição na malha de 1mm (seca: 50,39%; chuva: 53,73%) e na combinação das malhas (seca: 62,09%; chuva: 47%) em ambos os períodos sazonais. Sequencialmente, o taxa *Glycinde* foi o segundo com maior representatividade na malha de 1mm (seca: 14,93%; chuva: 7,59%) e na combinação das malhas (seca: 11,35%; chuva: 8,81%) em ambos os períodos.

A biomassa dos Polychaetas foi de 1,55235 (46,76%) $gPSLCm^{-2}$ na malha de 1,0mm e 1,76773 (100%) $gPSLCm^{-2}$ na combinação das malhas. Diferenças significativas foram observadas para a biomassa entre os períodos sazonais PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,153}$=4,5605; p=0.0005), zonas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,153}$=23.335; p=0.0001), mas diferenças não foram identificadas entre as malhas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,153}$=0.37503; p=0.9814).

Com relação a riqueza taxonômica, foram identificados 43 *taxa* na malha de 1,0 mm e 47 na combinação das malhas no período de seca, enquanto no período de chuva foram identificados 45 taxa na malha de 1,0 mm e 58 taxa na combinação das malhas. Não foram observadas diferenças significativa para a riqueza entre os períodos sazonais PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,59}$=1.8972; p=0.191) e malhas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,59}$=2.732; p=0.101), diferenças foram observadas apenas entre as zonas PERMANOVA: (Pseudo-$F_{1,59}$=20.868; p=0.001).

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que não houve diferenças para abundância, biomassa e riqueza de Polychaetas quando utilizamos peneiras com malha de 1 mm ou a combinação das malhas (1mm + 0,5mm), assim como os *taxa* mais representativos também não diferiram. Desse modo, nossos resultados sugerem que a utilização de peneiras de malha de 1mm é suficiente para fornecer informações sobre a composição da comunidade de Polychaeta, capazes de refletir as condições ambientais do estuário. Resultados semelhantes ao nossos foram observados no estuário em Portugal (COUTO et al.,2010) e lagos no Mediterrâneo (PINNA et al., 2013).

A maior abundância da comunidade de Polychaeta encontrada na malha de 1mm pode ser explicado pela presença de algumas estruturas dos Polychaeta (ex., cápsula cefálica (> 1,0 mm) e parapodios longos) que facilita a retenção dos organismos em malhas maiores (THOMPSON et al., 2003). A maior representatividade em ambas as malhas dos gêneros *Laeonereis* (Hartman, 1945) e *Glycinde* (Müller, 1858), indica que não há perda de informação significativa se apenas a peneira de malha 1,0 mm for utilizada, tendo em vista que estes organismos são bioindicadores de áreas com enriquecimento orgânico (NÓBREGA-SILVA et al., 2016).

Diferenças na abundância, biomassa e riqueza da comunidade de Polychaeta entre períodos sazonais e zonas dos estuários, não foi influenciada pela utilização das malhas das peneiras, mas pela dinâmica natural do estuário. No período de chuva há intensa descarga de água doce no estuário, o que favorece a dispersão passiva de Polychaeta (MEDEIROS et al., 2016). Além disso, o regime pluviométrico em estuários tropicais que sofrem influências de rios temporários (caso dos estuários estudados), também pode atuar como um filtro, causando diferenças da composição da comunidade bentônica na escala temporal (MEDEIROS et al., 2016). A diferença da composição da comunidade entre as zonas dos estuários está relacionada ao gradiente estuarino. Alguns fatores ambientais (ex., salinidade, composição granulométrica) que variam gradualmente ao longo dos estuários, podem atuar como um filtro ambiental selecionando apenas as espécies que adaptadas a determinadas condições ambientais (KRAFT et al., 2015).

Ressaltamos, porém, que em estudos ecológicos com objetivos mais específicos é importante a utilização de peneiras com malhas de menor diâmetro, uma vez que há a possibilidade de reter organismos em diferentes estágios de desenvolvimento (THOMPOSON et al., 2003; COUTO et al., 2010). A retenção do organismo em uma abertura de malha é

influenciada pelo tamanho do organismo, assim o menor tamanho de malha (0,5 mm) permite a captura de juvenis e de espécies que não são grandes o suficiente para serem retidas na malha de 1 mm (THOMPSON et al., 2003; HAMMERSTROM et al, 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante desses resultados, consideramos que em estudos voltados para avaliação da qualidade ambiental de estuários, a exemplo dos programas de biomonitoramento, que utiliza a comunidade de Polychaeta como organismos bioindicadores, a utilização de peneiras com malhas de 1mm é suficiente para fornecer respostas sobre a qualidade do ambiente. Além disso, a utilização de peneiras com malhas de 1,0mm reduz os custos e o tempo para o processamentos das amostras e não resulta em perda de informações relevantes sobre a condição do ambiente.

AGRADECIMENTOS

O estudo foi financiado pelo Projeto No. 173/2012 "Que lições retiradas do funcionamento ecológico em sistemas estuarinos da Paraíba? Análise do efeito de perturbações naturais e antrópicas no âmbito do programa brasileiro ciência sem fronteiras (Pesquisador visitante especial). Os autores agradecem ao Dr. Paulo Lana por ajudar na identificação dos Polychaeta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, p. 711-728, 2013.

AMARAL, A.C.; NONATO, E.F. **Annelida Polychaeta - características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira.** Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1996.

AMARAL, A.C.Z.; NALLIN, S.A.H.; STEINER, T.M.; FORRONI, T.O.; GOMES-FILHO, D. **Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil.** Catálogo das espécies dos Annelida Polychaeta do Brasil, 2006.

ANDERSON, M.J. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** v. 58, p. 626-639, 2001.

ANDERSON, M.J; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. Primer-E Limited**, 2008.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

COUTO, T.; PATRÍCIO, J.; NETO, J.M.; CEIA, F.R.; FRANCO, J; MARQUES, J.C. The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 6, p. 1162–1173, 2010.

DE-LA-OSSA-CARRETERO, J.A.; DEL-PILAR-RUSSO, Y.; GIMENEZ-CASALDUERO, F.; SANCHEZ-LIZASO, J.L. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean, **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n .3, p. 332-340, 2009.

HAMMERSTROM, K.K.; RANASINGHE, J.A.; WEISBERG, S.B.; OLIVER, J.S.; FAIREY, W. Effect of sample area and sieve size on benthic macrofaunal community condition assessments in California enclosed bays and estuaries. *Integrated Environmental* **Assessment and Management**, v. 8, n. 4, p. 649-658, 2010.

LAMPADARIOU, N.; KARAKASSIS, I.; PEARSON. T.H. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 12, p. 1606-1618, 2005.

KRAFT, B.J.N.; ADLER, B.P.; GODOY, O.; JAMES, C.E.; FULLER, S.; LEVINE, M.J. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Handbuch der Klimatologie. **Berlin: Gebrüder Bornträger**, 1936.

MEDEIROS, C.R.; HEPP, L.U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v. 11, n. 9, 2016.

MILOSLAVIC, M.; LUCIC, D.; GANGAI, B.; ONOFRI, I. Mesh size effects on mesozooplankton community structure in a semi-enclosed coastal area and surrounding sea (South Adruatic Sea). **Marine Ecology**, v. 35, n. 4, p. 445-455, 2014.

NÓBREGA-SILVA, C.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J.C.; DOS SANTOS, M.O.; FARIAS, J.N.B.; MOLOZZI, J. Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?, **Acta Oecologica**, v. *77*, p. 50-58, 2016.

PINNA, M.; MARINI, G.; ROSATI, I.; NETO, J.M.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J.C.; BASSET, A. The usefulness of large body-size macroinvertebrates in the rapid ecological assessment of Mediterranean lagoons. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 48-61, 2013.

RICCARDI, N. Selectivity of plankton nets over mesozooplankton taxa: implications for abundance, biomass and diversity estimation. **Journal of Limnology**, v. 69, n. 2, p. 287-296, 2010.

THOMPSON, B.W.; RIDDLE M.J.; STARK J.S. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. **Marine Pollution Bulletin,** 46, 232–243, 2003.

VALENÇA, A.P.M.C.; SANTOS, P.J.P. Macrobenthic community structure in tropical estuaries: the effect of sieve mesh-size and sampling depth on estimated abundance, biomass and composition. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 93, n. 6, p.1441-1456, 2013.

ASPECTOS FLORESTAIS DE ÁREAS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE MANEJO NO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS, SC

Luan M. V. Lazzarotto[1]
Angélica Cella[2]
Ronei Baldissera[3]
Adriano D. de Oliveira[2]

RESUMO

O processo ecológico de colonização, alterações da comunidade biótica e consequentes mudanças relacionadas nos ambientes é chamado de sucessão ecológica. Durante este processo há diferentes estádios sucessionais. No Parque Estadual das Araucárias, localizado nos municípios de São Domingos e Galvão, SC, há uma área de aproximadamente 17 anos de idade de floresta em sucessão secundária dominada por timbó (*Ateleia glazioviana* Baill.) (FST), na qual houve corte de todas as árvores do local; há Floresta Aberta com araucária (FA), nos locais onde houve maior exploração madeireira da araucária; e Floresta Fechada com araucária (FF), onde houve pouca ou nenhuma exploração madeireira da espécie. O objetivo do trabalho foi avaliar diferenças entre as três fitofisionomias do Parque, considerando-se a densidade de arbóreas, sua área basal, área basal média por planta, abertura de dossel e biomassa de serapilheira. Foram definidas cinco unidades amostrais de 5m x 30m em cada área, nas quais foram amostradas todas as árvores com perímetro altura do peito (PAP) maior ou igual a 15 cm. No centro de cada terço das parcelas foi medida a abertura de dossel através de fotografias hemisféricas analisadas com o *software Gap Light Analyzer*, totalizando três medidas por parcela. A massa média de serapilheira foi determinada a partir da coleta com uso de um gabarito de 50cm x 50cm em seis pontos da parcela (nos seus vértices e centro das laterais), a qual foi desidratada em estufa a 65ºC até alcançar massa seca constante. Os dados foram analisados por MANOVA (baseada no índice de Gower) seguida de uma análise de coordenadas principais. Altas porcentagens da abertura de dossel e densidade de arbóreas descreveram a FST, que foi significativamente diferente de FA e FF, as quais tiveram maiores áreas basais e serapilheira e não diferiram entre si, não evidenciando diferenças em função do manejo realizado no passado. Estudos para avaliar outras variáveis fitossociológicas e composição florística poderiam indicar possíveis diferenças, além de um acompanhamento de longa duração que também poderia indicar se a FST continuará diferente ou se tornará semelhante às demais áreas.

Palavras-chave: Sucessão ecológica. Manejo florestal. Floresta Ombrófila Mista. Fitofisionomia. Unidade de Conservação.

INTRODUÇÃO

Um solo exposto cobre-se gradualmente por vegetação e estas comunidades são substituídas por outras ao longo do tempo em um mesmo local. Este processo de colonização e alterações nos organismos, assim como as mudanças ambientais físicas e químicas, direcionadas principalmente pela comunidade vegetal, em uma área em direção a um estádio autorregulado de equilíbrio solo/vegetação/clima se chama sucessão ecológica (DAJOZ,

[1] Universidade Comunitária da Região de Chapecó - Unochapecó. Curso de Graduação em Ciências Biológicas. Av. Senador Atílio Fontana, 591-E Efapi - CEP: 89.809-000, Chapecó, SC. luan.lazzarotto@unochapeco.edu.br
[2] Curso de Graduação em Ciências Biológicas, UNOCHAPECÓ.
[3] Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UNOCHAPECÓ.

2005; BARBAULT, 2011; RODRIGUES, 2013; LOHBECK et al., 2015). A sucessão pode ser autogênica ou alogênica (ODUM, 2012), primária ou secundária (DAJOZ, 2005). Durante todo processo de sucessão ecológica há diferentes estádios sucessionais que possibilitam diferentes classificações de espécies em grupos ecológicos sucessionais (BUDOWSKI, 1965; DENSLOW, 1980; SWAINE e WHITEMORE, 1988).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 10/1993 estabeleceu e definiu os estádios sucessionais para a Mata Atlântica, assim como a Resolução CONAMA de 04/1994 define vegetação primária e secundária nos estádios inicial, médio e avançado de sucessão da Mata Atlântica, no Estado de Santa Catarina (BRASIL, 1993;1994).

No Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) havia uma serraria que em 1981 iniciou sua operação, explorando principalmente a araucária (*Araucaria angustifolia*). Em 1989, com a criação do Instituto Brasileiro Meio Ambiente (IBAMA), deu-se início aos Planos de Corte, sendo contabilizadas 11.000 araucárias na época, das quais restam cerca de 4.500 hoje. Em 1998 iniciaram-se as restrições à exploração madeireira pela legislação, especialmente de espécies ameaçadas, inviabilizando as atividades da serraria e possibilitando que a área se tornasse uma Unidade de Conservação com o Decreto Estadual nº 293, de 30 de maio de 2003, visando à conservação da Floresta Ombrófila Mista (SANTA CATARINA, 2016).

Segundo o Plano de Manejo do PAEAR a vegetação do local está dividida em áreas florestais com a presença de araucária, outras sem a espécie e áreas em regeneração mais recente (SANTA CATARINA, 2016). Considerando a necessidade e importância de se caracterizar as fitofisionomias em áreas com diferentes históricos de manejo, nosso objetivo foi avaliar diferenças entre três áreas no PAEAR e determinar variáveis relevantes para caracterizá-las. Nossa hipótese era encontrar diferença entre as áreas em sucessão ecológica, com histórico de manejo por corte seletivo e sem manejo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

No Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) ocorre a Floresta Ombrófila Mista (FOM). Esse Parque possui uma área de 612 hectares nos municípios de São Domingos e Galvão, no Oeste de Santa Catarina. A FOM abriga a *Araucaria angustifolia* (NARVAES et al., 2005), além de *Podocarpus lambertii*, e espécies da família Lauraceae, responsáveis pela fitofisionomia da região (IBGE, 2012), e possui cerca de 1.107 espécies de plantas no estado (VIBRANS et al., 2013). Dentro do parque há uma área onde houve corte de todas as árvores,

hoje com aproximadamente 17 anos de sucessão secundária dominada por timbó (*Ateleia glazioviana* Baill.) (FST), em torno de uma antiga serraria. Outra área apresenta vegetação com presença de *A. angustifolia*, dividida em floresta aberta (FA), nos locais onde houve maior exploração madeireira e as araucárias estão mais distantes entre si, sem contato entre copas; e floresta fechada (FF), onde houve pouca ou nenhuma exploração madeireira e há contato entre as copas das araucárias (SANTA CATARINA, 2016).

Coleta de dados

Em cada área foram definidas cinco parcelas de 5m x 30m, distribuídas sistematicamente a no mínimo 50m das bordas da fitofisionomia e distanciamento de 30m entre si. Em cada uma foram amostradas todas as árvores com perímetro altura do peito (PAP) ≥ a 15 cm para cálculo da densidade (ind.ha^{-1}) e da área basal (m^{2}.ha^{-1}). Em cada parcela foram feitas fotografias hemisféricas no ponto central de cada terço, totalizando três medições, as quais foram analisadas com o *software Gap Light Analyzer* para avaliar a abertura de dossel, sendo que a média das medidas caracterizou cada parcela (SUGANUMA et al., 2008). O peso médio de serapilheira foi obtido a partir da coleta em seis pontos por parcela com o uso de um gabarito de 50cm x 50cm, distribuídas nos quatro vértices e no meio das laterais de cada parcela. A serapilheira foi desidratada em estufa a 65ºC até alcançar massa seca constante aferida em balança de precisão (CALDEIRA et al., 2007).

Análises de dados

Foi realizada análise de variância multivariada (MANOVA) por permutação (PILLAR e ORLÓCI, 1996) para testar as diferenças entre as áreas (1000 iterações, $P<0,05$) a partir das variáveis densidade absoluta, área basal absoluta, área basal média por planta, biomassa de serapilheira e abertura de dossel. A análise se baseou em uma matriz de semelhança de Gower entre as parcelas e o teste estatístico na partição da soma de quadrados (SQ) entre e dentro dos grupos. Posteriormente, uma análise de coordenadas principais (ACP) foi feita para caracterizar a distribuição das parcelas nas três áreas a partir das variáveis mensuradas, as quais foram correlacionadas com os dois primeiros eixos da análise.

RESULTADOS

Os resultados da densidade, área basal média absoluta, área basal média por planta, biomassa média de serapilheira e porcentagem média de abertura de dossel para as áreas FST,

FA e FF estão descritos na Tabela 1. A MANOVA mostrou que FST difere significativamente de FA e FF, e entre as estas não há diferença significativa (Tabela 2).

Tabela 1 - Resultados das variáveis observadas na floresta em sucessão secundária dominada por timbó (*Ateleia glazioviana* Baill.) (FST), floresta aberta (FA) e floresta fechada (FF) no Parque Estadual das Araucárias, SC. Médias ± desvio padrão (D.V.) da densidade (ind.ha^{-1}) (Den); área basal média absoluta (m^2.ha^{-1}) (Aba); área basal média por plantas m^2 (Abm); biomassa média de serapilheira amostrada na parcela (g) (Ser) e porcentagem média de abertura de dossel (Dos).

Área	Den ± D.V.	Aba ± D.V.	Abm ± D.V.	Ser ± D.V.	Dos ± D.V.
FST	3.573 ± 883	23, 84 ± 4,83	0,007 ± 0,001	692,14 ± 120,71	35,31 ± 4,34
FA	1.506 ± 311	56,52 ± 29,95	0,037 ± 0,017	1.069,16 ± 225,74	18,23 ± 4,84
FF	1.933 ± 514	56,38 ± 22,25	0,030 ± 0,012	1.056,40 ± 283,75	14,42 ± 7,29

Tabela 2 - Resultados da análise de variância multivariada para comparar a Floresta em Sucessão Secundária dominada por timbó (FST), Floresta Aberta (FA) e Floresta Fechada (FF) no Parque Estadual das Araucárias, SC, baseada na densidade, área basal absoluta, área basal média por planta, abertura de dossel e serapilheira.

Fonte de variação	Soma dos quadrados (SQ)	P
Entre grupos	9,158	0,001
Contrastes		
FST x FA	6,705	0,014
FST x FF	6,716	0,006
FA x FF	0,311	0,624
Total	5,550	

Os dois primeiros eixos da ACP capturam aproximadamente 86,22% da variância total explicada (Tabela 3). A densidade e a área basal média por planta são polos opostos ao longo do eixo 1, enquanto a biomassa média de serapilheira e a área basal média e absoluta assumem polos opostos do eixo 2 (Figura 1).

Tabela 3 - Autovalores, percentual da variância explicada (Pve) e correlações das variáveis entre os dois primeiros eixos extraídos através da Análise de Coordenadas Principais baseada na matriz de semelhança de Gower, no Parque Estadual das Araucárias, SC. Densidade (ind.ha^{-1}) (Den), área basal média absoluta (m^2.ha^{-1}) (Aba), área basal média por planta (m^2) (Abm), biomassa média de serapilheira (Ser) e porcentagem média de abertura de dossel (Dos).

Eixos	Autovalor	Pve (%)	Den	Aba	Abm	Ser	Dos
1	9,086	61,78	-0.836	0,712	0,830	0,631	-0,826
2	3,594	24,44	-0,113	-0,314	-0,274	0,650	-0,011

Entre as variáveis mensuradas neste trabalho determinamos que maiores porcentagens da abertura de dossel e densidade separam fitofisionomicamente a FST da FA e FF, enquanto em FA e FF observou-se maiores áreas basais (absoluta e média) e biomassa de serapilheira, mas estas não diferiram entre si.

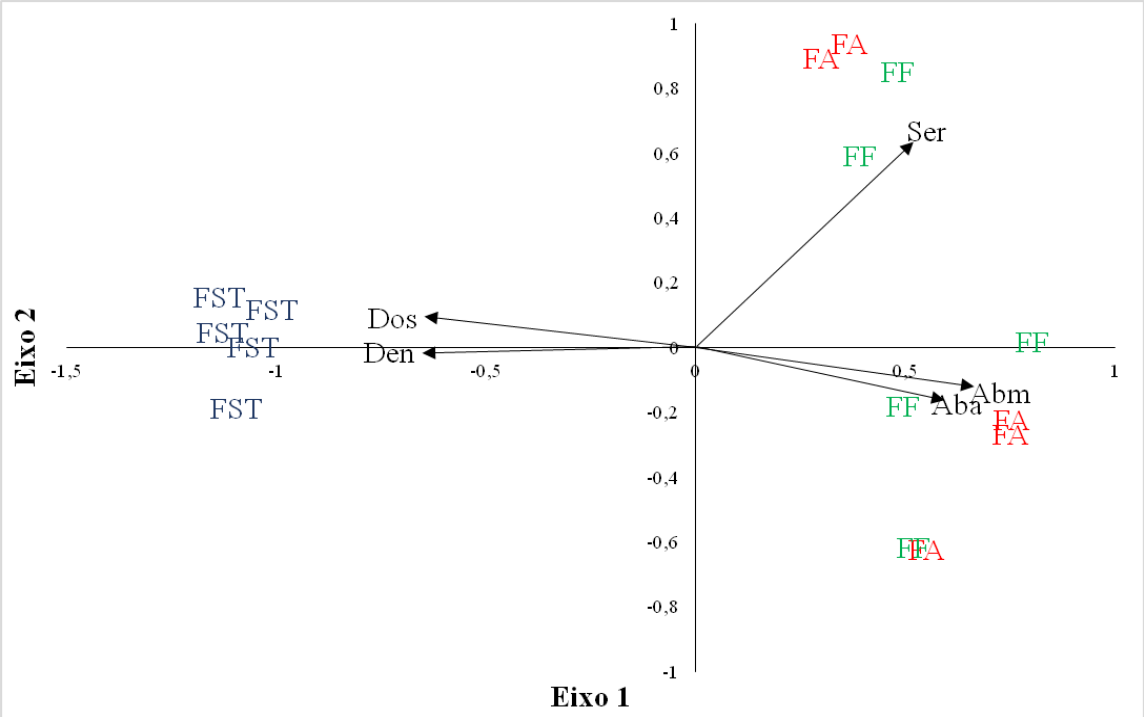


Figura 1 - Análise de Coordenadas Principais baseada na matriz de semelhança de Gower entre as parcelas da floresta em sucessão secundária dominada por timbó (*Ateleia glazioviana* Baill.) (FST), floresta aberta (FA) e floresta fechada (FF) no Parque Estadual das Araucárias, SC. Estas foram descritas pela densidade (ind.ha^{-1}) (Den), área basal média absoluta (m^2.ha^{-1}) (Aba), área basal média por planta (m^2) (Abm), biomassa média de serapilheira (Ser) e porcentagem média de abertura de dossel (Dos).

DISCUSSÃO

Nossa hipótese inicial foi parcialmente aceita. Nitidamente, a área mais jovem apresentou uma diferença estrutural em relação às demais áreas. No entanto, ressalta-se que não houve diferenças estruturais nas áreas mais avançadas de regeneração relevantes para separá-las. Nos estudos do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina na FOM, os estádios médio e avançado de sucessão ecológica apresentaram valor médio na densidade absoluta de 484,80 e 610,70 ind.ha^{-1}, respectivamente, e em área basal de 21,2 m^2.ha^{-1} em Unidades de Conservação em altitudes inferiores à 1.000 m (VIBRANS et al., 2013), valores inferiores aos encontrados em nosso trabalho. Vibrans et al. (2013) relatam fatores de degradação em suas unidades amostrais, ressaltando consequente perda gradual da diversidade de espécies e características estruturais da floresta, o que pode indicar que FA e FF estão bem preservadas, fato corroborado por Jarenkow e Budke (2009) que registraram área basal de 17,63 m^2.ha^{-1} em área de vegetação alterada e 50,83 m^2.ha^{-1} em locais bem conservados.

A maior abertura de dossel relacionada à FST, apesar da sua maior densidade de arbóreas, se explica pelo fato de haver árvores menores que em FA e FF, o que é evidenciado

pelas áreas basais. Isto também explica a menor serapilheira de FST. A serapilheira é um elemento fundamental em um ecossistema de floresta, pois é responsável pela ciclagem de nutrientes e indica a capacidade produtiva da floresta (FILHO et al., 2003). Segundo Vital et al. (2004) a acumulação de serapilheira é variável de acordo com o ecossistema considerado e seu estádio sucessional.

Segundo o Plano de Manejo do PAEAR, a área nomeada aqui como FST é identificada como vegetação pioneira (SANTA CATARINA, 2016), porém, a sua área basal média de 23,84 $m^2.ha^{-1}$ a inclui na categoria de vegetação primária conforme a Resolução CONAMA 04/1994 (BRASIL, 1994), que a define como a que possui arbóreas com DAP médio superior a 25 cm, área basal média superior a 20 $m^2.ha^{-1}$ e altura total média superior a 20 m. Seguindo as propostas feitas por Siminski et al. (2013) para a reavaliação dos parâmetros definidos pela Resolução atual, devido à falta de padronização de amostragens para a classificação da vegetação em estádios sucessionais, a FST estaria na categoria de estádio sucessional médio ou avançado, dependendo da proposta adotada, mostrando que o Plano de Manejo do PEA necessita de alterações nas descrições da vegetação.

Para Laurence et al. (2011), mesmo em ambientes muito semelhantes, pequenas diferenças iniciais se multiplicam, gerando diferenças maiores ao longo do tempo. Isto pode ser explicado pela hipótese da paisagem-divergente, na qual diferentes paisagens fragmentadas divergem não apenas na composição das espécies, mas também no funcionamento do ecossistema, como a dinâmica da floresta, o armazenamento de carbono, a composição das guildas funcionais e as invasões de espécies, que podem se acumular gradualmente ao longo do tempo (LAURENCE et al., 2007).

A hipótese da paisagem-divergente é contraposta ao princípio dos subconjuntos aninhados, o qual prevê que fragmentos são subconjuntos que convergem para uma comunidade ecológica mais rica e intacta a partir de áreas próximas com estas características (PATTERSON, 1987). Entretanto, estas hipóteses não se anulam, fragmentos podem divergir e ainda manter subconjuntos de espécies de uma comunidade com alta diversidade (LAURENCE et al., 2007). A divergência pode ajudar a explicar a heterogeneidade da distribuição de espécies de comunidades fragmentadas com aninhamento fraco (WRIGHT et al., 1998).

Durante o período de funcionamento da serraria, provavelmente havia diferenças fitossociológicas e fitoecológicas entre as áreas submetidas a diferentes manejos. Em nosso estudo, após 14 anos da criação do PAEAR, não encontramos diferença significativa entre a

FA e FF, sendo que as duas áreas são muito semelhantes entre si, o que pode ser explicado pela hipótese dos subconjuntos aninhados. Para encontrar possíveis diferenças que persistam no tempo são necessários estudos com maior esforço amostral e a mensuração de outras variáveis, como riqueza de espécies, diversidade e composição taxonômica (SIMINSKI et al., 2011), assim como a estrutura da comunidade de diferentes sinúsias: herbáceas, lianas, arbustos e subarbustos (POLISEL et al., 2014). Acompanhamentos por períodos longos de tempo podem evidenciar mudanças no sentido de tornar as áreas mais ou menos semelhantes entre si, especialmente FST com relação às demais, uma vez que está em sucessão ecológica (LAURENCE et al., 2011), possibilitando o teste das hipóteses da paisagem-divergente e subconjuntos aninhados, ou situações em que ambas se complementem.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Determinamos que os elementos estruturais porcentagem da abertura de dossel e densidade de arbóreas foram os mais importantes para separar fitofisionomicamente a FST da FA e FF, enquanto em FA e FF há maiores áreas basais e biomassa de serapilheira. Mesmo não havendo diferença significativa entre a FA e FF, não podemos afirmar que o manejo das áreas não gerou mudanças ecológicas e que a extração madeireira foi adequada. São necessários estudos com outros grupos de organismos e variáveis para avaliar possíveis diferenças. A FST, em processo de sucessão ecológica, se tiver acompanhamentos de longa duração pode ser utilizada para demonstrar a divergência ou convergência com relação às características das demais áreas mais antigas.

AGRADECIMENTOS

Parque Estadual das Araucárias e ao Grupo de Apoio à Gestão do Parque Estadual das Araucárias - Grimpeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBAULT, R. **Ecologia geral**: estrutura e funcionamento da biosfera. Petrópolis: Vozes, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 04 de 04 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina. **Diário Oficial da União**, Brasília, 04 maio 1994, Sec. 1, p. 8877-8878.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 10 de 1 de outubro de 1993. Estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica. **Diário Oficial da União, Brasília**, DF, 1 out. 1993, Sec. 1, p. 16497-16498.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba,** v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CALDEIRA, M.V.W.; MARQUES, R.; SOARES, R.V.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes - floresta ombrófila mista montana - Paraná. **Revista Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2005.

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

FILHO, A.F.; MORAES, G.F.; SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JARENKOW, J.A.; BUDKE, G.F. Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes de floresta com araucária no Brasil. In: FONSECA, C.R. et al. (Eds.). **Floresta com araucária:** ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Ribeirão Preto/SP: Editora Holos, 2009, p. 113-126.

LAURENCE, W.F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS one**, v. 2, n. 10, p. e1017, 2007.

LAURENCE, W.F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS F. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242-1252, 2015.

NARVAES, I.S.; BRENO, D.A.; LONGHI, S.J. (2005). Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 15, n. 4, p. 331-342, 2005.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Kooga, 2012.

PATTERSON, B.D. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. **Conservation Biology**, v. 1, n. 4, p. 323-334, 1987.

PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 4, p. 585-592, 1996.

POLISEL, R.T. et al. Structure of the understory community in four stretches of Araucaria forest in the state of São Paulo, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 1, p. 86-101, 2014.

RODRIGUES, E. **Ecologia da restauração**. Londrina: Editora Planta, 2013.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente - FATMA. **Plano de manejo - fase II**: parque estadual das araucárias. Florianópolis, 2016.

SIMINSKI, A. et al. Secondary forest succession in the Mata Atlantica, Brazil: floristic and phytosociological trends. **International Scholarly Research Network Ecology**, v. 2011, n. 1, p. 1-19, 2011.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 369-378, 2013.

SUGANUMA, M.S. et al. (2008). Comparando metodologia para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 377-385, 2008.

SWAINE, M.D.; WHITEMORE, T.C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Plant Ecology**, v. 75, n. 1, p. 81-86, 1988.

VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPAR., A.L.; LINGNER, D.V. **Inventário florístico florestal de Santa Catarina volume III**: floresta ombrófila mista. Blumenau: FURB, 2013.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. (2004). Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

WRIGHT, D.H. et al. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia**, v. 133, n. 1, p. 1-20, 1998.

MASTOFAUNA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ARACURI – RS

Ana Carolina Rodrigues[1]
Bruna Arpini[1]
João Vitor Perin Andriola[1]
Patrícia Lira[1]
Vanessa Bach[1]
Jorge Reppold Marinho[2]

RESUMO

A Mata Atlântica é caracterizada como um *hotspot* de biodiversidade, apresentando elevada riqueza de mamíferos e alto número de endemismo – são conhecidas cerca de 289 espécies, das quais 55 são endêmicas. Em função da sua fragmentação, cerca de 22% dos mamíferos encontrados neste bioma estão ameaçados de extinção. Dessa forma, uma maneira de proteger estes organismos e este bioma é a criação de Unidades de Conservação. Assim, o objetivo deste trabalho foi fazer o levantamento da mastofauna da Estação Ecológica de Aracuri, localizada no município de Muitos Capões – RS. As espécies foram registradas através de armadilhas fotográficas, observação direta e vestígio, em um esforço amostral de três dias. Foram amostradas 11 espécies, pertencentes a sete ordens, onde das quais cinco estão oficialmente classificadas em algum nível de ameaça de conservação: *Alouatta guariba clamitans*, *Leopardus guttulus*, *Puma concolor*, *Puma yaguaroundi*, e *Mazama americana*. Por serem residentes na área, fica evidente a importância da Estação na manutenção da mastofauna local.

Palavras-chave: Levantamento da mastofauna.Mata Atlântica.Fragmentação.Estação ecológica.Ameaça de extinção.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, em sua maioria, encontra-se situada na faixa litorânea do Brasil, estendendo-se do estado do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul. Possui uma grande biodiversidade de flora e fauna (SANTOS, 2010), perdendo apenas para a Amazônia no quesito diversidade de mamíferos. É considerado um dos hotspots de diversidade do planeta, pela intensa fragmentação e degradação da floresta e devido ao seu alto grau de endemismo, que no caso dos mamíferos chega a 30% (PAGLIA et al., 2012).

Segundo o Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil, a Mata Atlântica abriga cerca de 250 espécies de mamíferos, sendo 55 endêmicas. Devido ao elevado número de endemismo, muitas espécies delas encontram-se ameaçadas de extinção, no caso dos mamíferos, cerca de 22%.

No Rio Grande do Sul encontram-se os chamados Campos de Cima da Serra, sob o domínio da Mata Atlântica, onde predominam extensas áreas de campos, com formações florestais compostas predominantemente de Araucárias, conhecidas como capões. Entretanto,

[1] Graduando em Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. rodriiguesanaa@hotmail.com
[2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim.

com a introdução do gado e práticas de agricultura, perderam-se muitas áreas de campo nativo (CERVEIRA, 2005).

Sendo a Mata Atlântica considerada uma das áreas mais ricas em espécies animais, o objetivo desta pesquisa foi de determinar a composição de mamíferos terrestres da Estação Ecológica de Aracuri.

METODOLOGIA

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Ecológica de Aracuri, localizada no município de Muitos Capões, região Nordeste do Rio Grande do Sul, sob as coordenadas geográficas 28º12’55.6” e 28º14’05” de latitude Sul e 51º 9’15” e 51º10’35” de longitude Oeste (Figura 1). A estação está inserida na macrorregião dos Campos de Cima da Serra, sob o domínio Mata Atlântica (BRASIL, 2008). A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Mista.

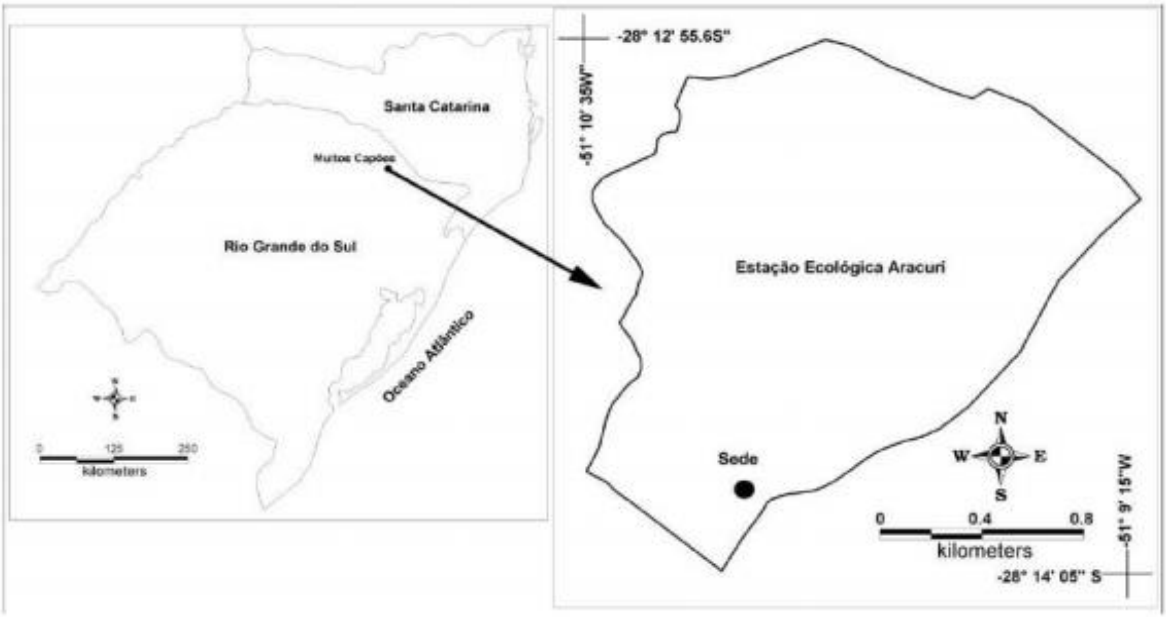


Figura 1 - Localização da Estação Ecológica de Aracuri, Muitos Capões, RS (BRASIL, 2008).

Os principais tipos fitofisionômicos identificados nesta área são: floresta com araucária conservada; floresta com araucária alterada; capoeira com dominância de *Araucaria angustifolia* e capoeira com dominância de latifoliadas; vassoural com agrupamento de *A. angustifolia* e vassoural com predominância de *Baccharis* spp; campo higromórfico; pasto encharcado (BRASIL, 2008).

Segundo a classificação de Köppen, o clima se encaixa no tipo Cfb, que se caracteriza por ser um clima temperado úmido, com chuvas bem distribuídas durante o ano, variando entre 1.700mm a 2.200mm, com temperatura média anual entre 14°C e 16°C (NIMER, 1989).

Coleta de Dados

Os dados foram coletados por um período de três dias em maio de 2017 nas duas trilhas principais da ESEC Aracuri. Foi empregada a metodologia de censo de transecto, que é baseada na visualização direta e indireta dos animais através de deslocamentos pela área, sem considerar direção ou tempo. Os deslocamentos ocorreram em diferentes horários, a fim de avaliar o maior número possível de grupos, buscando registrar principalmente espécies de interior de mata e/ou arborícolas que não são capturadas em armadilhas. Também foram instaladas quatro armadilhas fotográficas, com visão noturna e sensor de movimento, em diferentes pontos das trilhas.

Os registros diretos baseiam-se na literal visualização da fauna. Segundo o plano de manejo da estação ecológica, por meio deste método é possível verificar a presença de graxains, puma, tatu, mão-pelada, veados, gato-do-mato, bugio-ruivo, e javali, espécie exótica introduzida na região.

Para a captura de pequenos mamíferos não-voadores foram utilizadas armadilhas do tipo gaiola, padrão *Tomahawk*®, com dimensões 12x12x30cm de altura, largura e profundidade respectivamente. Foi utilizado um total de 90 armadilhas, sendo dispostas 30 armadilhas por estádio sucessional (inicial, intermediário e avançado), a cada 10 metros ao longo das trilhas. As armadilhas foram iscadas com rodelas de mandioca com pasta de amendoim e foram revisadas diariamente no período da manhã. As gaiolas permaneceram instaladas durante três dias, totalizando o esforço amostral de 270 armadilhas. Os indivíduos capturados foram determinados até o menor nível taxonômico de espécie conforme (GONÇALVES *et al.*, 2014).

Dada a dificuldade de visualização de animais em ambiente natural, algumas espécies foram identificadas apenas pelos seus vestígios, como pegada, pelo, fezes, impacto sobre a vegetação, tocas e ninhos. Esse método é essencial para a detecção de animais crípticos, como o tatu, que dificilmente é avistado ou capturado em armadilhas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, foram registradas 11 espécies de mamíferos, distribuídas em 7 ordens e 9 famílias (Tabela 1). A ordem mais representativa foi Carnivora. O registro por vestígio se

deu por duas maneiras: vocalização, para os primatas e fezes, para felinos. Com o uso das armadilhas fotográficas, obteve-se registro das espécies: *Puma concolor*, *Mazama americana* e *Sus Scrofa*; também obteve-se o registro fotográfico de *Didelphis albiventris*, *Lycalopex gymnocercus* e *Alouatta guariba clamitans* (Figura 2).

Tabela 1 - Taxonomia, método de observação e status de conservação dos indivíduos amostrados.

TAXONOMIA	NOME COMUM	MÉTODO	STATUS DE CONSERVAÇÃO
Primates Atelidae *Alouatta guariba clamitans*	Bugio-ruivo	Observação Direta e Registro Fotográfico	Vulnerável
Didelphidae Didelphimorfia *Didelphis albiventris*	Gambá-da-orelha-branca	Observação Direta	Pouco preocupante
Carnivora Canidae *Lycalopex gymnocercus*	Graxaim-do-campo	Observação Direta e Registro Fotográfico	Pouco preocupante
Carnivora Felidae *Leopardus guttulus*	Gato-do-mato-pequeno	Vestígio	Vulnerável
Carnivora Felidae *Puma concolor*	Puma	Registro Fotográfico e Vestígio	Em Perigo
Carnivora Felidae *Puma yaguaroundi*	Gato-mourisco	Vestígio	Vulnerável
Rodentia Cricetidae *Oligoryzomys flavescens*	Rato-do-mato	Observação Direta e Registro Fotográfico	Pouco preocupante
Rodentia Leporidae *Lepus europaeus*	Lebre-europeia	Observação Direta	Pouco preocupante
Cingulata Dasypodidae *Dasypus novemcinctus*	Tatu-galinha	Vestígio	Pouco preocupante
Cetartiodactyla Cervidae *Mazama americana*	Veado-mateiro	Observação Direta e Registro Fotográfico	Em Perigo
Cetartiodactyla Suidae *Sus scrofa*	Javali	Registro Fotográfico, Vestígio e Observação Direta	Pouco preocupante

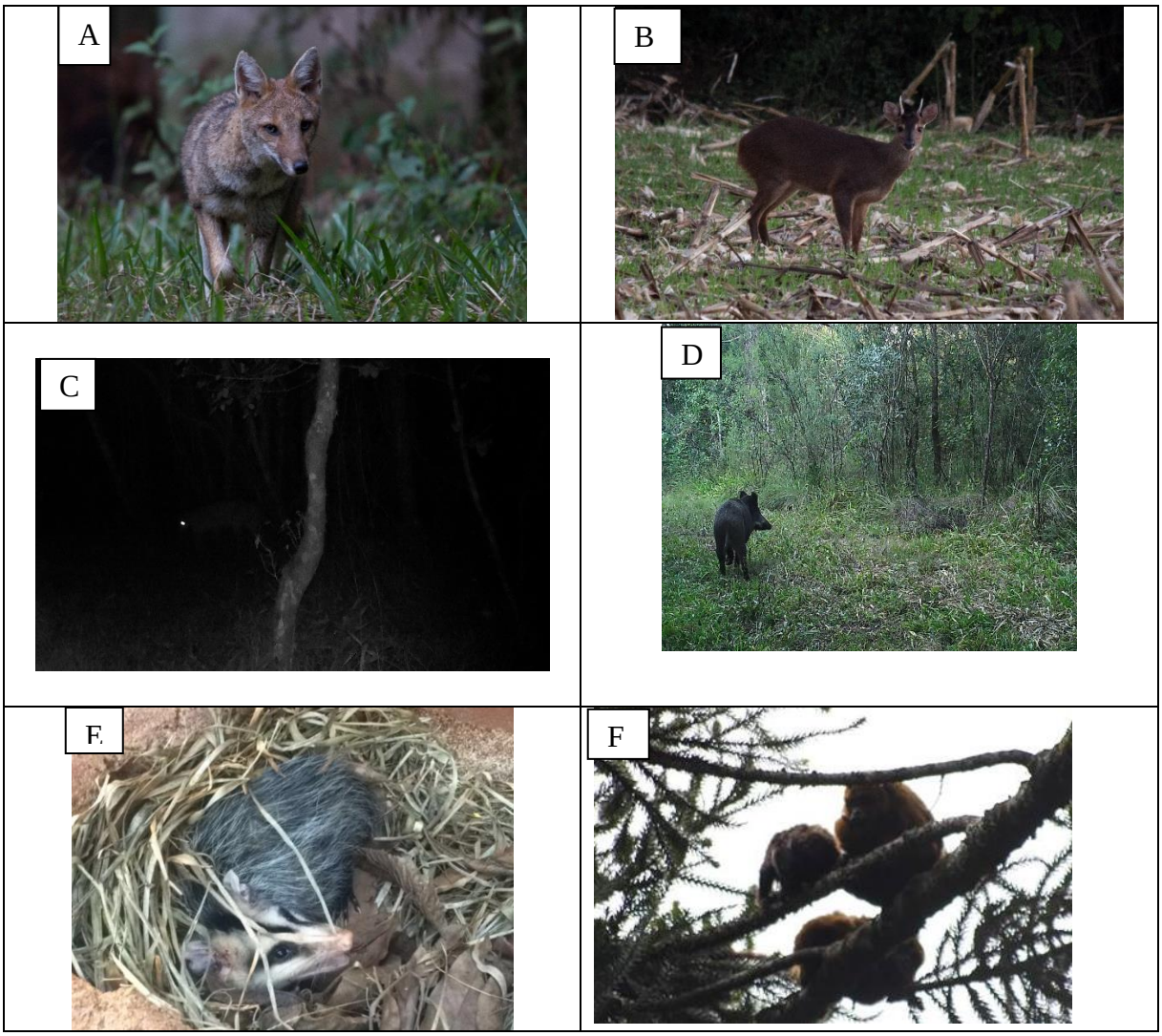


Figura 2 - Registro fotográfico das espécies. A) *Lycalopex gymnocercus*; B) *Mazama americana;* C) *Puma concolor;* D) *Sus scrofa;* E) *Didelphis albiventris;* F) *Alouatta guariba clamitan*.

Das 11 espécies registradas, cinco estão oficialmente classificadas em algum nível de ameaça de conservação estadual: *Alouatta guariba clamitans*, *Leopardus guttulus*, *Puma concolor*, *Puma yaguaroundi*, e *Mazama americana* (MMA, 2008). Acredita-se que o desmatamento e a caça furtiva sejam as principais causas de sua vulnerabilidade.

Além das espécies nativas, foi amostrada uma espécie exótica, *Sus scrofa*, conhecido popularmente como javali, representante da família Suidae.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desmatamento e a fragmentação da Mata Atlântica produziram graves consequências para a biota nativa, em função da drástica redução de habitats e isolamento genético das populações. Além da redução de habitats, deve se considerar a existência de relatos da ação de caçadores dentro da Estação Ecológica de Aracuri, onde muitas espécies de

mamíferos são permanentemente perseguidas em seus habitats naturais (MENDES, 2004), afetando ainda mais sua distribuição. A caça, mesmo ocorrendo em pequena escala, provoca efeitos sensíveis sobre as densidades populacionais de várias espécies, a qual, juntamente com a fragmentação de habitats, é uma das principais ameaças para a conservação dos mamíferos (COSTA et al., 2005).

Ainda assim, pelos resultados aqui apresentados, a ESEC Aracuri se mostra de grande importância na conservação da mastofauna local. A ocorrência de cinco espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2008), indica que a UC se encontra em boas condições.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Instituição Uri Erechim e Estação Ecológica de Aracuri- RS.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Instituto Chico Mendes da Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo: Estação Ecológica de Aracuri**, Encarte 03, Análise da UC. Brasília, julho de 2008.

BRASIL. Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil. Disponível em: www.mma.gov.br/port/sca/ppg7/mataatla/index.htm. Acesso em 24 de maio de 2017.

CERVEIRA, J. Mamíferos silvestres de médio e grande porte no planalto meridional: suas relações com a fragmentação da paisagem e a presença de gado. **Dissertação (Mestrado em Ecologia)**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

COSTA, L. P. Conservação de Mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.103-112, 2005.

GONÇALVES, G. L.; QUINTELA, F. M.; FREITAS, T. R. O. **Mamíferos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Pacartes, 2014.

HASS, G.P P. Levantamento populacional do bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) e do macaco-prego (*Sapajus nigritus*) em fragmentos florestais de Mata de Araucária em Fazenda Souza, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 421 p., 1989.

MENDES, S. L. **Workshop Floresta Atlântica e Campos Sulinos: Grupo de Mamíferos - Documento Preliminar**, p. 10, 2004.

MMA. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 1.ed. Brasília, DF: MMA, 1420 p., 2008.

PAGLIA, A. P. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. **Occasional papers in conservation biology**, n. 6, 82 p., 2012.

REIS, N.R. **Mamíferos do Brasil**. Londrina, 437 p., 2006.

SANTOS, R. C. M. Mata Atlântica: características, biodiversidade e a história de um dos biomas de maior prioridade para conservação e preservação de seus ecossistemas. **Monografia (Graduação em Ciências Biológicas)**, Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix, 2010.

AVALIAÇÃO DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO EM *Artemia salina* EXPOSTA A DOIS INSETICIDAS PIRETROIDES

Sabrina M. Albani[1]
Bianca R. Gasparin[1]
Jaquilini F.G. Piassão[2]
Rogerio L. Cansian[2]
Albanin A.M. Pereira[2].

RESUMO

O uso intensivo de defensivos agrícolas visando aumento da produtividade no setor agrícola, tem como consequência a geração de impactos ambientais decorrentes da toxicidade destes compostos. Karate Zeon 50 CS (Syngenta®) e o Talstar 100 EC (FMC), são inseticidas obtidos a partir dos princípios ativos presentes nas flores de Crisântemo, utilizados para o combate de insetos indesejáveis em plantações de soja, melão, citrus entre outras. Os princípios ativos majoritários do Karate Zeon e Talstar são, respectivamente, a lambda cialotrina e a bifentrina. Um número limitado de trabalhos na literatura relata que o mecanismo de toxicidade destes princípios ativos pode estar relacionado com a indução de estresse oxidativo, sendo que poucos estudos foram realizados com organismos invertebrados. O objetivo geral deste estudo foi avaliar o efeito dos inseticidas Karate Zeon e Talstar sobre o nível de biomarcadores de estresse oxidativo em *Artemia salina* (*A. salina*). Destaca-se que *A. salina* é um microcrustáceo amplamente utilizado em ensaios toxicológicos. Os cistos de *A. salina* (100 mg), foram incubados em água salinizada, em estufa BOD, sob uma temperatura de 24°C, com aeração e iluminação constante, pelo período de 24h. Após a eclosão os organismos foram expostos a diferentes concentrações dos agrotóxicos por 24 h, sendo então realizada a contagem de organismos vivos e mortos, com base no critério de motilidade. A partir dos valores de sobrevivência percentuais, foi obtida a equação da reta que permitiu o cálculo da DL50, dose esta que foi utilizada para os ensaios de medida de níveis de peroxidação lipídica (TBARS) e atividade da enzima catalase. Os valores de DL50 para *A. salina* tratadas com Karate Zeon e Talstar foram, respectivamente, 4,98 µg/L e 5,76 µg/L. Estes valores de tratamento não afetaram significativamente os níveis de TBARS, entretanto induziram um aumento na atividade da catalase em *A. salina*. Este aumento da atividade da catalase, enzima primordial do sistema de defesa antioxidante, pode ser um dos fatores que manteve os níveis de TBARS similares entre os grupos controle e tratados.

Palavras-chave: Karate Zeon 50 CS, Talstar 100 EC, lambda cialotrina, bifentrina, catalase, TBARS.

INTRODUÇÃO

O setor agrícola além de gerar renda e empregos, é responsável por fornecer alimento para a sociedade, se tornando um setor essencial para a humanidade (PEREIRA, 2015). Com o intuito de aumentar a produtividade agrícola, o uso intensivo de máquinas, agrotóxicos e fertilizantes se tornou constante nos sistemas de produção (NORO, 2014). Apesar do emprego dos agrotóxicos se tornarem de suma importância para a produção agrícola, tem como

[1] Graduando em Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões-URI Erechim. Av. sete de setembro, 1621, 99700-000, Erechim/RS, sabrinaalbani1001@hotmail.com
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões-URI Erechim.

consequência, os impactos ambientais decorrentes da toxicidade destes compostos (HILL, 1995).

Do ponto de vista de organismo alvo, os agrotóxicos podem ser classificados em inseticidas, herbicidas, fungicidas e rodenticidas (YE, 2013). O Karate Zeon 50 CS (Syngenta®) e o Talstar 100 EC (FMC), que são os inseticidas abordados neste trabalho, pertencem ao grupo químico piretroide, no qual estão inseridos derivados semi-sintéticos e sintéticos, obtidos a partir dos princípios ativos presentes nos extratos das flores secas de Crisântemo (CORCELLAS, 2012). Os princípios ativos majoritários do Karate Zeon e Talstar são, respectivamente, a lambda−cialotrina e a bifentrina. Alguns estudos com testes toxicológicos foram realizados demonstrando toxicidade em larvas de *Chrysoperla genanigra* com o Karate (SILVA, 2017) e efeito letal e subletal de inseticidas à *Ageniaspis citrícola* (MORAIS, 2015), no caso do Talstar.

A aplicação de agrotóxicos ocasiona uma série de transtornos e modificações no ambiente, como a contaminação de seres vivos e a acumulação nos segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (PERES, 2003). Os agrotóxicos alcançam os corpos hídricos pela condução do vento, quando aplicados por vaporizadores, pela lixiviação, contaminando as águas subterrâneas e pela drenagem superficial (OLIVEIRA, 2004). O impacto negativo na qualidade da água está associado a fatores como a degradação dos ingredientes ativos da formulação, que resultam em produtos, que possuem atividade ecotoxicológica muitas vezes mais intensa que a molécula original (HEMOND, 2000).

Organismos expostos a poluentes podem ser avaliados através de biomarcadores, que são sensíveis a compostos xenobioticos (FENT, 2004), os quais provocam alterações biológicas a nível celular e molecular (CEM-MILÊNIO, 2005). Alguns marcadores medem a atividade de enzimas antioxidantes, como a catalase, que é amplamente difundida entre os seres aeróbicos e outros evidenciam efeitos tóxicos, como a peroxidação lipídica, que pode ser medida pelo método clássico de avaliação de substâncias reativas com ácido tiobarbitúrico (TBARS) (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2007). A avaliação de biomarcadores de estresse oxidativo, é particularmente interessante, porque inúmeros xenobióticos, incluindo diversas classes de agrotóxicos, afetam estes marcadores.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o efeito de dois inseticidas da classe dos piretroides (Karate Zeon e Talstar) sobre o nível de biomarcadores de estresse oxidativo em *Artemia salina* (*A. salina*). Este microcrustáceo é um organismo modelo utilizado regularmente para testes de toxicidade de vários produtos químicos (DUMITRASCU, 2011).

É de fácil cultivo em laboratório e a disponibilidade de compra de seus cistos fazem com que seja um bom modelo em testes ecotoxicológicos (PAULA, 2010).

MATERIAL E MÉTODOS

Cultivo e tratamento de *A. salina*

Os cistos de *A. salina* (100 mg), foram incubados em água salinizada, que era composta por 10g de cloreto de sódio e 0,7g de bicarbonato de sódio, dissolvidos em 1L de água destilada. O cultivo foi mantido na estufa BOD, temperatura de 24°C, com aeração e iluminação constante, pelo período de 24h. Após a eclosão dos cistos, 100 organismos foram transferidos para placas de Petri, contendo 20 ml de água salinizada, destinadas para o tratamento com os agrotóxicos Karate e Talstar, nas concentrações de 0, 1,25, 5, 7,5 e 10µg/L, durante 24 h. Após este período, foi estimada a sobrevivência dos organismos com base na motilidade dos mesmos.

Os dados obtidos foram transformados em percentual de sobrevivência em relação ao controle sem agrotóxico. A dose letal de 50% (DL50), foi calculada com base na equação da reta gerada a partir do percentual de sobrevivência médio (resultante de três experimentos independentes).

Para a análise de biomarcadores (CAT ou TBARS) os organismos foram tratados com o valor da DL50. Considerando a necessidade de maior quantidade de massa biológica para estas análises, os tratamentos foram realizados em maior escala (500 mL por tratamento).

Preparo de extrato biológico, dosagem de proteínas totais e análise de biomarcadores

Para o preparo dos extratos biológicos, 500 mL de cultivo de *A. salina* foram reduzidos a 2 mL, com sucessivos descartes do sobrenadante. O sedimentado de *A. salina* foi transferido para microtubos de 2 mL, centrifugado (5 minutos, 4000 rpm) e o sobrenadante novamente descartado. Foram adicionados 200 µL de tampão fosfato contendo inibidor de protease (PMSF) aos organismos sedimentados e foi realizada uma nova centrifugação (5 minutos, 4000 rpm) dos mesmos. Após descarte do sobrenadante, os nauplios receberam mais 200 uL de tampão fosfato e foram macerados dentro do próprio microtubo, com o auxílio de um bastão de vidro com ponta arredondada. O material macerado foi novamente centrifugado (5 minutos, 4000 rpm,) e o sobrenadante foi coletado para posterior determinação de proteínas totais pelo método de BRADFORD (1976).

Os níveis de peroxídação lipídica (TBARS), foram medidos conforme descrito por ESTERBAUER e CHEESEMAN (1990) e a atividade da enzima catalase foi determinada, conforme protocolo adaptado de BERTHOLDO-VARGAS (2009). Os dados foram avaliados por meio de ANOVA (análise de variância) de uma via, seguida de teste de Tukey. Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O aumento da mortalidade de *A. salina* exposto aos inseticidas Karate Zeon e Talsater, foi proporcional ao aumento da concentração, com linearidade na relação dose-efeito de cada agrotóxico (Figura 1). O valor da DL50 para Karate Zeon e Talstar foi, respectivamente, 4,98 µg/L e 5,76 µg/L.

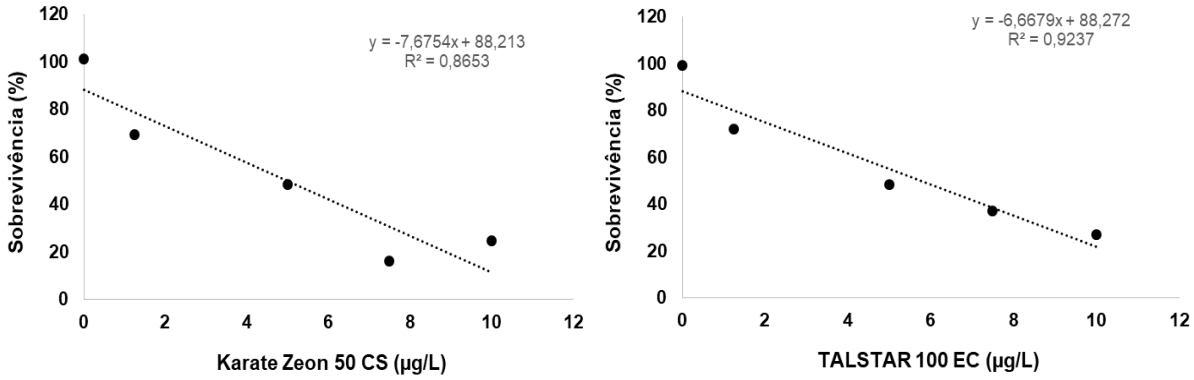


Figura 1 – Sobrevivência de *A. salina* após tratamento (24 h) com o agrotóxico Karate Zeon e Talstar.

Não foram encontrados na literatura dados sobre o efeito de Karate Zeon e Talstar em *A. salina*. Entretanto, em crustáceos da espécie *Daphnia magna*, o Karate Zeon se demonstrou tóxico na CE50 em concentrações de 9 µg/L (Syngenta, 2013). Já para o Talstar em crustáceos da espécie *Daphnia similis* a CE50 é de 18,42 µg/L (FMC, 2015). Os princípios ativos lambda cialotrina e bifentrina, dos agrotóxicos abordados neste trabalho, são altamente tóxicos para organismos aquáticos (AGROLINK, 2017).

Os níveis de TBARS de *A. salina* expostos aos valores de DL_{50} de Karate Zeon e Tastar, não apresentaram diferença significativa entre o valores dos grupos de tratamento e controle, enquanto a atividade da catalase mostrou diferença significativa entre o grupo controle e os dois grupos tratados, conforme apresentado na Figura 2.

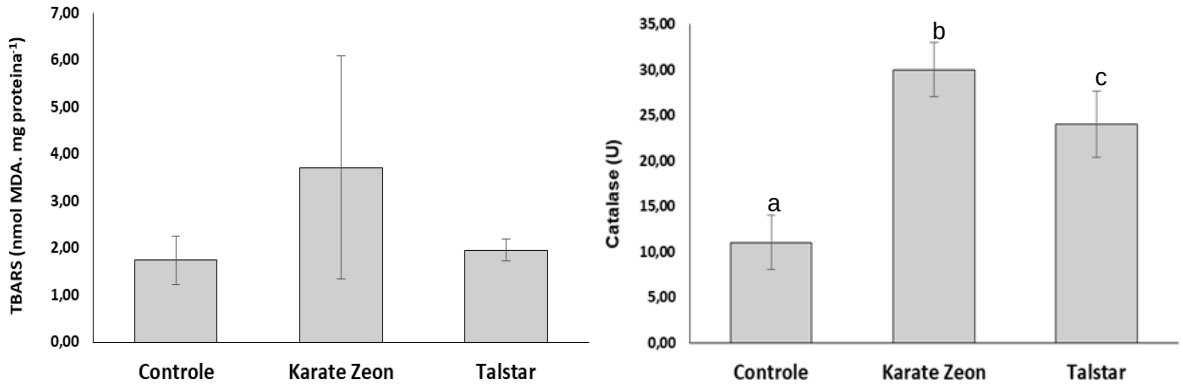


Figura 2 – Análise de estresse oxidativo em *A. salina* com os biomarcadores TBARS e Catalase*.
* Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), conforme analisado por Anova de uma via seguida de teste de Tukey.

A ausência de diferença significativa entre os níveis de TBARS no grupo controle e nos grupos tratados com agrotóxicos pode, estar relacionada com a atuação de outros biomarcadores de estresse oxidativo relacionados ao sistema de defesa antioxidante. Estes mecanismos podem ser aumentados de modo a proteger as células contra a fixação de danos oxidativos de curto prazo. Neste contexto, a própria indução da catalase pelo tratamento com Karate Zeon ou Talstar, pode ter contribuído para minimizar a fixação de danos nas membranas celulares de *A. salina.*

Na literatura não foram encontrados dados sobre biomarcadores de estresse oxidativo em *A. salina* submetida ao tratamento com Karate Zeon ou Talstar, mas outros bioindicadores como os peixes da espécie *Astyanax altiparanae*, foram submetidos à exposição ao Talstar, apresentando aumento de catalase (VIEIRA, 2014). Outro exemplo de bioindicador é o teleosteo *Brycon amazonicus*, que foi exposto ao principio ativo do karate, lambda cialotrina, resultando em ativação das defesas antioxidantes, mas não em nível suficiente para prevenir a ocorrência de peroxidação lipídica (VENTURI, 2014).

CONCLUSÕES

Os resultados demonstram que os dois piretroides testados (Karate Zeon e Talstar) tem efeito similar sobre a sobrevivência de *A. salina*, visto que os valores de DL50 para ambos foram próximos (4,98 µg/L e 5,76 µg/L, respectivamente). Da mesma forma, os dois agrotóxicos foram capazes de induzir a atividade da enzima catalase, mas sem afetar significativamente os níveis de peroxidação lipídica no período de 24 horas. Este resultado indica que a toxicidade destes compostos pode estar relacionada com geração de estresse

oxidativo. Tempos de exposição curtos podem diretamente afetar os sistemas de defesa antioxidante, cuja modulação em resposta a alterações na homeostase celular é mais rápida. Já tempos de exposição mais longos podem ser necessários para ultrapassar a capacidade de defesa dos organismos e resultar na fixação de danos, como é o caso da peroxidação lipídica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, CAPES e URI pela concessão de bolsas e/ou apoio financeiro.

REFERÊNCIAS Bibliográficas

AGROLINK. **Agrolinkfito**. 2017. Disponível em: <https://www.agrolink.com.br/agrolinkfito/busca-direta-produto>. Acesso em: 27 de julho de 2017.

BERTHOLDO-VARGAS, L.R.; MARTINS, J.N.; BORDIN, D.; SALVADOR, M.; SCHAFER, A.L.; DE BARROS, N.M.; BARBIERI, L.; STIRPE, F.; CARLINI, C.R. **Type 1 ribosome-inactivating proteins - Entomotoxic, oxidative and genotoxic action on Anticarsia gemmatalis (Hubner) and Spodoptera frugiperda (J.E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae)**. Journal of Insect Physiology, v. 55, 51-58, 2009.

BRADFORD, M. M. **A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding**. Analytical Biochemistry. V.72, P.248–254. 1976.

(CEM-UFPR) PROJETO MILÊNIO: **Seção 3 - Biomarcadores**. Citação e referências

a documentos eletrônicos. Disponível em: < http://www.cem.ufpr.br/ftp/milenio> Acesso em: 01 julho, 2006.

CORCELLAS C.; FEO M. L.; TORRES J. P.; MALM O.; OCAMPO-DUQUE W.; ELJARRAT E.; BARCELÓ D. Pyrethroids in human breast milk: Occurrence and nursing daily intake estimation; **Environment International**, 2012.

DUMITRASCU M. Artemia salina. **Balneo-Research Journal**,V.2. 2011.

ESTERBAUER, H.; CHEESEMAN, K.H. **Determination of aldehydic lipid peroxidation products: malonaldehyde and 4-hydroxynonenal**. Methods Enzymology, v.186, p.407-421, 1990.

FENT, K. **Ecotoxicological effects at contaminated sites**. Toxicology, v. 205, n.3, p.223-240. 2004.

FMC: TALSTAR 100 EC. **Ficha de informações de segurança de produtos químicos**. 2015.

HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. **Free Radicals in Biology and Medicine**. Nova York: Oxford University Press, v.1, 2007.

HEMOND, F. H.; FECHENER-LEVY, E J. **Chemical fate and transition in the environment**. London: Academic Press, 2000.

HILL, E.F. **Organophosphorus and carbamate pesticides**. In: HOFFMAN, D.J.; et al. Handbook of ecotoxicology. Lewis Publishers, 1995.

MORAIS, M. R. **Efeito letal e subletais de inseticidas à Ageniaspis citricola Longvinovskaya (Hymenoptera: Encyrtidae)**. Dissertação da Universidade Federal de São Carlos. 2015.

NORO, V.; SEREIA, D. A. **Trabalhando com projetos e problemáticas na formação de alunos reflexivos: o uso de agrotóxicos e seus impactos**. In: O professor PDE e os desafios da escola pública paranaense: produção didático-pedagógica, 2010 / Secretaria de Estado da Educação. Superintendência da Educação. Programa de Desenvolvimento Educacional. – Curitiba : SEED – Pr., 2014.

OLIVEIRA, E. S.; SILVA, M. M.; FREITAS, M. R.; ALLELUIA, I. B.; BARRETO, A. C. **Monitoramento e avaliação do impacto ambiental decorrente de atividades agrícolas no domínio da mata atlântica**. Dissertação da Universidade Federal de São Carlos. 2004.

PAULA, V. J.; SANTOS, F.; JONSSON, C. M.; CASTRO, V. L.; PRESTES. E. B. **Efeito de dois inseticidas e suas misturas sobre a *Artemia salina* aquícola**. Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia-SC, 2010.

PEREIRA, D. S.; PEREIRA, E. G.; SANTOS, J. S. Agrotóxicos: remédio ou veneno?. **Revista macambira**, v.1. 2015

PERES, F.; MOREIRA, J. C. **Agrotóxicos, saúde e ambiente**. É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2003.

SILVA, B. K. A.; GODOY M. S.; LIMA AL. G.; OLIVEIRA A. K. S.; PASTOR P. L. TOXICITY OF INSECTICIDES USED IN MUSKMELON ON FIRST-INSTAR LARVAE OF Chrysoperla genanigra FREITAS (NEUROPTERA: CHRYSOPIDAE). **Revista Caatinga**, Mossoró. 2017

Syngenta: KARATE ZEON 50 CS. **Ficha de dados**. 2013.

VENTURINI, F. P. **Efeitos da exposição à lambda-cialotrina no teleósteo Brycon amazonicus: metabolismo antioxidante, parâmetros histológicos e hematológicos**. Dissertação da Universidade Federal de São Carlos. 2014.

VIEIRA, C. E.; ALMEIDA, D. M. DA S.; GALINDO, B. A.; PEREIRA, L. Integrated biomarker response index using a Neotropical fish to assess the water quality in agricultural áreas. **Neotropical Ichthyology**. 2014.

YE M. BEACH J.; MARTIN J. W.; SENTHILSELVAN A. Occupational Pesticide Exposures and Respiratory Health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 2013.

ARTROPODOFAUNA DO SUB-BOSQUE DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE SANTO ÂNGELO/RS

Rodrigo Santos[1]
Berlise G. Krüger[2]
Denilson da S. Machado[2]
Josiane C. Becker[2]
Micheli M. Müller[2]
Patricia da S. Hepp[2]
Patricia Sieben[2]
Paula C. Barcellos[2]
Ângela D. H. N. Vieira[2]

RESUMO

O processo de fragmentação decorrente do crescente aumento de áreas destinadas à agricultura traz consequências diretas sobre a diversidade de invertebrados nestes locais, inviabilizando as inter-relações entre as espécies. O objetivo deste trabalho foi avaliar a diferença entre a diversidade de invertebrados encontrados em duas fisionomias distintas, borda de mata (BM) e mata densa (MD) de um fragmento, localizado no Município de Santo Ângelo – Rio Grande do Sul. Utilizou-se o método do guarda-chuva entomológico para as coletas de insetos arborícolas. Foi traçado um transecto em cada uma das áreas, com 30 m de comprimento e três pontos de amostragem cada um, totalizando três repetições para cada área. Foram encontrados 200 indivíduos distribuídos em 9 ordens e, adicionalmente, indivíduos em estágio juvenil. Destes as ordens Diptera e Araneae se destacaram em ambas fitofisionomias estudadas, o que era esperado, visto que essas comunidades apresentam íntima relação com a estrutura vegetal do habitat. O sub-bosque da borda de mata apresentou a maior riqueza (7 ordens) e abundância (=49) de organismos. O guarda-chuva entomológico é usualmente empregado para capturar himenópteros e ortópteros, contudo, houve uma baixa frequência de captura desses organismos. A ordem ortóptera somente apareceu na área de borda de mata. A borda de mata apareceu mais diversa, enquanto que a Mata densa esteve mais equilibrada em sua comunidade de invertebrados. Os resultados sugerem que a fragmentação de habitat está influenciando os artrópodes na área avaliada, e mais estudos sobre o comportamento dessas comunidades no local são necessários.

Palavras-chave: Diversidade. Invertebrados. Fragmentação de habitat.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, caracterizada pelos altos graus de diversidade biológica e de endemismos, ocupa uma área significativa no estado do Rio Grande do Sul. Em áreas gaúchas, assim como no restante do território brasileiro, este bioma encontra-se extremamente devastado, principalmente devido à processos como fragmentação de habitat, exploração excessiva e desmatamento (PRADO, VASCONCELOS e CHIODI, 2014). Considerando a fragilidade e ameaça imposta ao ecossistema, os endemismos comuns e a elevada taxa de espécies silvestres vulneráveis, este bioma se torna um hotspot mundial,

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Rua Universidade das Missões, 464 - CEP: 98.802-470 Santo Ângelo-RS, rs646175@gmail.com
[2] URI, Campus Santo Ângelo

configurando-se em uma região prioritária e urgente para as ações de conservação (PRADO, VASCONCELOS e CHIODI, 2014).

A perda e a fragmentação de habitats, é uma das consequências causadas pelo uso inadequado da terra, que acaba causando a alterações de paisagens naturais e consequentemente a perda de biodiversidade (TABARELLI e GASCON, 2005). Como consequência o ecossistema acaba sendo composto por várias áreas de mata menores, sem conexão entre si. A partir disso o efeito de borda é potencializado, o que pode influenciar as espécies devido à mudanças nas condições ambientais, como variações da temperatura, do microclima, da luminosidade. Isso atua diretamente sobre as comunidades biológicas, trazendo mudanças na distribuição e abundância e atividade das espécies (GOMES, 2010). Além disso, ocorre a diminuição de habitats apropriados às espécies mais sensíveis (ARASON et al., 2011) e a perda de variabilidade genética (BEGON, 2007).

Os invertebrados constituem o grupo de indivíduos mais abundantes encontrados na natureza, uma vez que correspondem cerca de 96% de todas as espécies de animais (PETRIN, 2014). Este organismos apresentam uma ampla dispersão e estão presentes em diferentes tipos de habitats. São representados por diversos táxons, em que cada um apresenta singularidades adaptativas para o meio em que vive. Apresentam importante função para os serviços ecossistêmicos, pois atuam no processo de decomposição da matéria orgânica e participam diretamente na retenção e reciclagem de nutrientes nos ambientes florestais (TEIXEIRA e SCHYBART, 1998). Sua diversidade pode ser estimada através de várias formas, dependendo do estrato a ser avaliado. Em inventários recentes esses organismos vêm sendo avaliados com o uso de guarda-chuvas entomológicos quando o foco é a fauna de sub-bosque, e com *pitfalls traps* e TSBF (*Tropical Soil Biology and fertility*) quando se trata de invertebrados edáficos (POMPEO et al., 2016; RAIZER et al., 2005).

A comunidade de invertebrados apresenta extrema importância para o bom funcionamento do ecossistema, mas ela responde rapidamente a mudanças ocorridas no meio, o que pode trazer prejuízos para o ambiente. Entretanto, na região noroeste do Rio Grande do Sul poucos são os estudos avaliando a diversidade de invertebrados em áreas de sub-bosque em fragmentos de Mata Atlântica. Deste modo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a diversidade de invertebrados encontrados na borda e no interior de um fragmento florestal localizado no Município de Santo Ângelo/RS.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado em maio de 2017, em um fragmento de Mata Atlântica de aproximadamente 45 hectares, localizado na intersecção das seguintes coordenadas 28º 16'32,25" S e 54 º16'24,85" O, em Santo Ângelo. O município está situado na região Noroeste do Rio Grande do Sul e possui clima subtropical úmido ameno, com quatro estações bem definidas. A temperatura média oscila entre 21º e 30º, podendo alcançar marcas absolutas de 0º no inverno e 39º no verão (IBGE, 2016).

Figura 01 – Área de realização do estudo (Fonte: Google Earth, 2017) .

Foram adotadas duas fisionomias para o estudo, a primeira denominada de Borda de Mata (BM) que sofre constante pressão antrópica, e a segunda intitulada Interior de Mata (IM) situada no interior do fragmento, localizadas na extremidade leste da mata. Em cada uma das áreas foi traçado um transecto com 30 m de comprimento e três pontos de amostragem distantes 10 m entre si em cada um, totalizando três repetições para cada área.

Utilizou-se o método do guarda-chuva entomológico para a coleta de insetos arborícolas. O método é constituído basicamente por um pedaço de tecido de coloração branca para melhor visualização da coleta em campo, com dimensões de 1m x 1m, fixo com varas de madeira intercruzadas (GARBELOTTO e CAMPOS, 2014). As coletas se deram na altura aproximada de 1,5 m do solo.

Para deslocar os insetos dos arbustos fez-se necessário o uso de um bastão, de modo que os mesmos caíssem sobre o guarda-chuva. Os insetos que caíram sobre o suporte foram capturados com auxílios de pinças e armazenados em frascos, contendo álcool 92%, identificados com os pontos de coleta e a respectiva fisionomia (GARBELOTTO e

CAMPOS, 2014). Após coletadas as amostras foram encaminhadas ao laboratório de zoologia da URI Campus Santo Ângelo onde se deu a identificação das mesmas à nível de ordem.

Os dados amostrados se deram a partir da média de 3 repetições por área coletada. Foi calculada a frequência de ocorrência para cada ordem de invertebrados encontrada nas áreas. Para calcular a diversidade tanto na borda quanto no interior da mata foram realizados os cálculos de índices de biodiversidade de Shannon-Weaner (H'), de dominância de Simpson (1-D) e de equitabilidade de Pielou (J).

RESULTADOS

No local foram encontrados um total de 200 organismos compreendendo 9 ordens, além de estágios imaturos de desenvolvimento dos artrópodes, caracterizados como juvenis.

A fitofisionomia que apresentou maior número de ordens foi a borda de mata, com um total de 7 grupos taxonômicos. Além disso, a borda apresentou a maior abundância, com média de aproximadamente 50 indivíduos, sendo os organismos mais frequentes pertencentes a ordem Diptera (F_{BM} = 28,19%). A ordem menos frequente foi a Orthoptera (F_{BM} = 0,67%). Já a área de Interior de mata apresentou uma riqueza de 5 grupos taxonômicos e abundância média de 17 indivíduos. Os organismos mais frequentes nesta fitofisionomia formam os pertencentes a ordem Araneae (F_{MD} = 50,98%), e os menos frequentes foram os hemípteros (F_{MD} = 3,92%) (Tabela 1).

Tabela 1 – Média e frequência em relação à abundância de organismos encontrados por local de coleta. Resultados referentes às médias de abundância de três repetições por fitofisionomia. [1] Média de abundância Borda de mata; [2] Frequência na Borda de mata; [3] Média de abundância Interior de mata; [4] Frequência no interior de mata.

Ordens	BM[1]	FBM[2] (%)	MD[3]	FMD[4] (%)
Araneae	10	20,81	9	50,98
Blattodea	1	1,34	-	-
Coleoptera	2	3,36	1	5,88
Diptera	14	28,19	3	19,61
Hymenoptera	8	16,78	3	17,65
Hemyptera	8	15,44	1	3,92
Juvenis	7	13,42	0	1,96
Orthoptera	0	0,67	-	-

A borda de mata, devido a maior riqueza de organismos, apresentou os melhores índices de diversidade (H' = 1,49) e dominância (1-D = 0,69). No entanto, apresentou uma Equitabilidade (J= 0,76) menor que na mata densa (J= 0,79), (Tabela 2).

Tabela 2 – Índices de diversidade. (BM= Borda de mata; MD= Mata densa).

Índices	BM	MD
Riqueza	7	4
Abundância	49,67	17
Shannon (H)	1,49	1,08
Simpson (1-D)	0,69	0,6
Equitability (J)	0,76	0,79

DISCUSSÃO

O fragmento de Mata Atlântica avaliado constitui uma área verde pertencente à Universidade Regional Integrada Do Alto Uruguai e das Missões de Santo Ângelo. O fragmento apresenta uma área florestal em estágio avançado de regeneração, com uma ampla diversidade arbórea, trepadeiras predominantemente lenhosas e estratos vegetais bem diferenciados. No entorno da área existe a presença de cultivos agrícolas, com soja no verão e pousio no inverno.

As fisionomias das vegetações dentro de uma mesma formação vegetal refletem o seu estado de conservação, mas também podem refletir a capacidade de suporte do meio (CULLEN Jr. et al., 2006). Questões como tipo de uso do solo (LOPES et al., 2007) e estrato vegetal superior (NEVES et al., 2010) atuam diretamente sobre a abundância e a riqueza de táxons no ambiente. Um estrato superior de vegetação denso reduz a luminosidade que atinge o sub-bosque e limita o crescimento de algumas espécies vegetais, o que reduz a abundância de algumas ordens de insetos devido à menor oferta de recursos alimentares (NEVES et al., 2010).

Estudos de sub-bosque em mata nativa obtiveram resultados similares ao do presente estudo, com uma alta frequência de Araneae, (DAMEDA et al., 2015). A abundância e diversidade destes organismos é associada diretamente a estrutura vertical e altura da vegetação (HORVÁTH et al., 2009). Esta ordem é de suma importância para a base da cadeia alimentar de florestas tropicais, e em função de sua dieta ser basicamente composta por outros insetos, uma ampla abundância desses organismos pode desencadear um desequilíbrio na teia alimentar (Almeida, 2016).

Os dípteros, que neste estudo foram o grupo mais frequente na Borda de mata, dependendo das espécies podem ter grande especificidade com suas plantas hospedeiras como por exemplo, os dípteros minadores (SANTOS, 2007). Eles também contribuem para o funcionamento da comunidade em vários níveis tróficos. No ecossistema esses organismos são vitais para o equilíbrio ecológico, uma vez que atuam como polinizadores e participam da ciclagem de nutrientes (CARVALHO et al., 2016). O padrão de precipitação parece influenciar na abundância desses organismos. De acordo com um estudo elaborado por Husch et al., (2010), a abundância de dípteros parece aumentar no outono, tal fato pode explicar a grande frequência destes indivíduos na área estudada.

Hymenoptera e Diptera frequentemente são apontados como sendo os grupos mais encontrados em área de borda de mata, conforme Guindani et al., 2017. O método do guarda-chuva entomológico geralmente é utilizado para captura destes e outros organismos, como os ortópteros, por exemplo (SILVA et al., 2014). Contudo, no presente estudo foram capturados poucos representantes de himenópteros e ortópteros, sendo que os últimos apareceram somente na área de borda de mata.

O efeito de borda vem sendo muito discutido por diversos estudos e, de acordo com Silva et al., (2014), ele atua modificando os fatores bióticos e abióticos que regulam o ecossistema. Seus efeitos também são visualizados na dinâmica populacional dos artrópodes. No presente estudo a Borda de mata apresentou a maior diversidade de ordens, o que é observado em outros estudos (BATTISTI et al., 2014; LOPES et al., 2007). Tal resultado pode ser atribuído à formação de ecótonos, com maior diversidade de habitats e consequentemente uma maior riqueza de grupos (BATTISTI et al., 2014). Contudo, estas áreas geralmente apresentam espécies generalistas, pois elas são capazes de utilizar diferentes tipos de habitats. De acordo com um estudo realizado por Ferraz et al., (2009), os dípteros são mais abundantes nas bordas de mata, com espécies comuns e intermediárias, ao passo que no interior da mata existe um aumento de espécies raras.

A área de Interior de mata apresentou o melhor índice de equitabilidade, ou seja, apresentou uma comunidade de invertebrados mais equilibrada com uma uniformidade do número de indivíduos. Já na Borda de mata nota-se que a equidade reflete a dominância de alguns organismos, nesse caso, os Dipteros e Araneae, fato que é comum neste tipo de fitofisionomia (FERRAZ et al., 2009).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observou-se uma dominância de Diptera e Araneae na área avaliada. Estes grupos são muito frequentes no sub-bosque de florestas nativas, devido a sua distribuição e hábitos alimentares. A Borda de mata apresentou-se mais dominada devido ao fato de que pode abrigar espécies generalistas que usufruem de diferentes habitats, enquanto que o Interior de mata mostrou maior equitabilidade. Pode-se considerar então que a borda de mata abriga muitos organismos, entretanto o Interior de mata apresenta uma comunidade mais equilibrada. Este comportamento espelha a condição de implantação de ecótonos forçados a partir da fragmentação de habitat observada na área. Dessa forma, existe a necessidade de mais estudos na área para entender essa distribuição nessas comunidades entre grupos mais especialistas e mais generalistas, através da classificação de acordo com a diversidade funcional, status trófico e hábito alimentar.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) por proporcionar este momento para os acadêmicos do Curso De Ciências Biológicas.

REFERÊNCIAS

ARONSON, J; Durigan, G; Brancalion, P.H.S. **Conceitos e definições correlacionados á ciência e á prática da restauração ecológica.** Instituto Florestal Série Registros, 44: 1-38.

Disponível em: http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/aronson2011.pdf. Acessado em 06 de Julh, 2017.

ALMEIDA, Marlus Queiroz et al. **Padrão de atividade, mudanças no uso de substrato e efeitos da chuva diurna na atividade noturna de Phoneutria reidyi (Araneae: Ctenidae) na Amazônia Central**. Manaus: Universidade federal das amazonas, 2016.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed Editora, 2009.

BORDIN, Daliana; SARTOR, Vitor**. Diversidade e abundância da entomofauna em 3 estações do ano no Campus da Universidade do Contestado–UnC,** Distrito de Marcílio Dias, Santa Catarina. Saúde e meio ambiente: revista interdisciplinar, v. 5, n. 1, p. 89-104, 2016..

CARVALHO, Adriano Soares et al. **Inventário preliminar da entomofauna em área de policultivo e monocultivo de frutíferas no município de Ipanguaçu, RN**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 11, n. 4, p. 190-193, 2016.

CULLEN JR., Laury; RUDRAN, Rudy; PADUA, Cláudio Valladares. **Metodologia de estudos em biologia da conservação e manejo da viva silvestre.** Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 456 p 2006.

DAMEDA, Catiane et al. **Metodologia de campo para análise da diversidade de artrópodes em fragmentos de mata nativa em mata de Pinus elliottii (engelm. Var elliottii) no parque do Ibama, em Ilópolis-RS**. Revista Destaques Acadêmicos, v. 7, n. 3, 2015.

FERRAZ, Adriana Cristina P.; GADELHA, Bárbara de Q.; AGUIAR-COELHO, Valéria M. **Analysis of Calliphoridae (Diptera) fauna in Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro**. Revista Brasileira de Entomologia, v. 53, n. 4, p. 620-628, 2009.

GARBELOTTO, Thereza de Almeida; CAMPOS, Luiz Alexandre. **Metodologias de coleta e conservação.** Disponível em: <http://books.scielo.org/id/fs5j4/pdf/garbelotto-9788598203089-12.pdf> Acesso em: 01 de Julho de 2017, às 16:45.

GARCIA, Laline da Silva; SANTOS, Alex Mota dos; FOTOPOULOS, Igor Giorgios et al. **Fragmentação florestal e sua influência sobre a fauna: Estudo de caso na província ocidental da Amazônia, município de Urupá, estado de Rondônia.** Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0904.pdf> Acesso em: 01 de Julho de 2017, às 16:00 .

GOMES P. Juliana, LannuzziI Luciana, Leal R. Inara. **Resposta da comunidade de formigas aos atributos dos fragmentos e da vegetação em uma paisagem da floresta atlântica nordestina.** Neotropical Entomology 39(6):898-905 (2010), p. 898.Disponívelem: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519566X2010000600008&script=sci_abstract&tlng=pt Acessado em: 07 Julh, 2017.

HORVÁTH, R., MAGURA, T., SZINETÁR, C., TÓTHMÉRÉSZ, B., 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). Agriculture, Ecosystems & Environment 130, 16-22.

HUSCH, P. E. et al. **Entomofauna do entorno do reservatório de alagados, região dos campos gerais do Paraná, capturada através de armadilha malaise.** Ciência, Biologia e Saúde, Ponta Grossa, v. 16, n. 1, p. 49-56, 2010.

LOPES, Letícia dos Santos; BLOCHTEIN, Betina; OTT, Ana Paula. **Diversidade de insetos antófilos em áreas com reflorestamento de eucalipto, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil**. Iheringia: série zoologia. Porto Alegre. Vol. 97, n. 2 (jun. 2007), p. 181-193, 2007.

NEVES, Frederico S. et al. **Efeito da estratificação florestal e da sucessão secundária sobre a fauna de insetos herbívoros associada ao dossel de uma floresta estacional decidual**. **Biota**, v. 3, p. 33-44, 2010.

OLIVEIRA, Ioleide Bispo Ribeiro et al. **Diversidade da entomofauna em uma área de Caatinga no município de Bom Jesus-PI, Brasil.** Científica, v. 41, n. 2, p. 150-155, 2013.

PEREIRA, Guilherme Henrique Almeida; PEREIRA, Marcos Gervasio; ANJOS, Lúcia Helena Cunha dos; et al. **Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta atlântica.**

Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/viewFile/18017/13029> Acesso em: 01 de Julho de 2017. Às 16:30.

PRADO, Fernanda Bloise; VASCONCELOS, Carla Wasner; CHIODI, Cristina Kistemann. **Regime jurídico da mata atlântica e o risco à sobrevivência in situ de espécies ameaçadas.** Ambiente & Sociedade: São Paulo: v. XVII, n. 2: p. 1-16, 2014.

SILVA, Analu Bento et al. **Entomofauna capturada em armadilha para dípteros na Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro.** Bioikos, v. 28, n. 1, p. 11-23, 2014.

SILVA, Kelly de Almeida; LOPEZ, Jose Luis Benavides; ALMEIDA, Marcello Pinto de; et al. **Fragmentação florestal: entomofauna como bioindicadora ambiental.** Disponível em: <http://www.seb-ecologia.org.br/xiiceb/xiiceb/pdf/853.pdf> Acesso em: 01 de Julho de 2017, às 15:00.

SOUSA, Evely Elen de; SANTOS, Mariana Luiza de Oliveira; MAGALHÃES, Marcelo da Rocha Leão et al. **A busca de padrões de referência para estudos ambientais utilizando invertebrados terrestres.** Disponível em: http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-1.amazonaws.com/biophysicsproceedings/biofisica2017/034.pdf Acesso em: 01 de Julho de 2017, às 17:00.

TABARELLI, Marcelo; GASCON, Claude. **Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade.** Megadiversidade, v. 1, n. 1: p. 181-188, 2005.

WINK, Charlote; GUEDES, Jerson Vanderlei Carus; FAGUNDES, Camila Kurzmann et al. **Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental.** Disponível em: <http://rca.cav.udesc.br/rca_2005_1/wink.pdf> Acesso em: 01 de Julho de 2017, ás 17:45.

DETERMINAÇÃO DE MÉTRICAS PARA AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE RIACHOS E ZONAS RIPÁRIAS

Rayana C. Picolotto[1]
Mariana N. Menegat[2]
Rozane M. Restello[3]
Luiz U. Hepp[1]

RESUMO

As zonas ripárias dispõem de funções importantes para os ecossistemas aquáticos, sendo indispensáveis para a manutenção da biodiverdade e qualidade da água. O objetivo deste trabalho foi determinar quais métricas são mais eficientes na avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias associadas à pequenos riachos. O estudo foi realizado na zona ripária de 12 riachos de pequena ordem pertencentes a Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, RS. Em cada riacho, foram considerados os percentuais de vegetação, agricultura, pastagem, silvicultura e solo exposto em toda a área de drenagem e na zona ripária (30 m em ambas as margens) via SIG. Além disso, um protocolo de integridade ecológica foi aplicado na zona ripária de cada riacho. Os dados foram amostrados em transectos transversais nos riachos em um trecho de 100 m (equidistantes 20 m). Os dados foram ordenados por meio de Análises de Componentes Principais, a fim de verificar quais as variáveis ambientais descrevem melhor a integridade das zonas ripárias. As variáveis que melhor explicaram a integridade das zonas ripárias dos riachos foram o percentual de vegetação e agricultura, largura da zona ripária, forma de vida predominante das espécies vegetais, estabilidade e restrição das margens do riacho à inundação. O primeiro componente principal explicou 56,4% e o segundo componente principal explicou 20,8% da variação dos dados. A matriz que agrupou as variáveis mais importantes das três matrizes iniciais apresentou dependência com os dados do protocolo (r=0,35; p=0,011), usos da terra na área de drenagem (r=0.53; p=0.001) e usos da terra na zona ripária (r=0,51; p=0,001). A utilização das métricas determinadas por este trabalho foram eficientes, pois integram múltiplas escalas ambientais de avaliação. Órgãos de gestão pública podem usar estas informações na elaboração de medidas de mitigação ou até mesmo para ações mais efetivas de recuperação.

Palavras-chave: Vegetação ripária. Agricultura. Estabilidade. Restrição à inundações. Qualidade ambiental.

INTRODUÇÃO

As zonas ripárias são definidas como ecótonos onde ocorrem interações entre o rio e a paisagem (NAIMAN et al., 2005). São consideradas paisagens centrais em ecologia e na gestão ambiental devido ao seu papel de zonas tampão, *hotsposts* de biodiversidade e pela sua importância para a manutenção da qualidade da água (MAISONNEUVE e RIOUX, 2001). Como áreas de transição entre a terra e a água, as zonas ripárias são responsáveis por estabilizar as margens dos cursos d'água, reduzindo a erosão e filtrando pesticidas,

[1] Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Ecologia, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim), Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, Rio Grande do Sul, Brasil. raaayana.p@hotmail.com
[2] Acadêmica do curso de Ciências biológicas – Bacharelado, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas URI – Erechim.
[3] Laborátorio de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas.

fertilizantes e sedimentos (DESCHENES et al., 2003). Além disso, funcionam como corredores ecológicos (RODRIGUEZ-ITURBE et al., 2009), apresentando muitas vezes maior riqueza de espécies do que áreas adjacentes, devido à heterogeneidade do ambiente criada pelas inundações, deposição de sedimentos e migração pelo canal lateral (NAIMAN et al., 1993).

A substituição da vegetação natural por paisagens dominadas pela agricultura causa impactos nos ecossistemas aquáticos em todo o mundo (SUGA e TANAKA, 2013). A perda de corredores naturais de vegetação altera a incidência de luz solar nos riachos, a temperatura da água e a quantidade e qualidade de matéria orgânica alóctone (WANTZEN et al., 2008), alterando o estado trófico desses sistemas (BERNOT et al., 2010). Além disso, a ausência de detritos lenhosos, frequentemente observado em riachos agrícolas, reduz a heterogeneidade do substrato e aumenta a velocidade de correnteza, resultando em fluxos rasos e com pouca complexidade estrutural (SCHLOSSER, 1991).

Na escala de bacia hidrográfica, alterações na superfície do solo podem influenciar o fluxo da água e nutrientes para os corpos hídricos, resultando em impactos na qualidade da água (QUINN et al., 1997; CLAPCOTT et al., 2012). Alterações na qualidade da água são decorrentes do aumento da sedimentação, aporte de nutrientes e poluentes que modificam padrões hidrológicos (ALLAN, 2004; NEILL et al., 2011). Desta forma, tanto modificações pontuais como o nível de paisagem, podem resultar na perda da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (MAINSTONE e PARR, 2002). Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi determinar quais métricas são mais eficientes na avaliação da integridade ecológica de zonas ripárias em riachos de pequena ordem.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este trabalho foi realizado na zona ripária de 12 riachos de pequena ordem (<3° ordem) localizados na porção alta da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, RS (28º00’46”S e 52º48’12”O; 27º12’59”S e 51º40’15”O). A região apresenta expressiva atividade agrícola (ca. 70% da área) (DECIAN et al., 2009). O clima é subtropical do tipo temperado (tipo Cfb de Köppen), com temperatura média anual de 17±1ºC e precipitação média anual que varia entre 1900 e 2200 mm (ALVARES et al., 2013). A região faz parte do Domínio Mata Atlântica e a vegetação é constituída por um misto de Floresta Subtropical, composta por espécies com

distribuição tropical-subtropical do Alto Uruguai e Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015).

Análise da paisagem

As classes de uso da terra adotadas foram Vegetação, Silvicultura, Pastagem, Agricultura e Solo Exposto (agrupadas em uma classe de uso). Em cada riacho, consideramos a porcentagem de cada um desses usos da terra na área de drenagem (definida topograficamente) e na zona ripária (30 m em ambas as margens). A classificação dos usos da terra seguiu o método de Classificação Supervisionada por Máxima Verossimilhança (MaxVer). Para demarcação dos usos da terra das zonas ripárias utilizamos a carta de Espacialização da Legislação Ambiental (Lei 12.651/2012) e a Carta de Conflitos Ambientais. O cálculo da área de drenagem e a classificação dos usos da terra foram obtidos através dos softwares MapInfo 8.5 e Idrisi 32. A base cartográfica adotada para o trabalho foi em escala 1:50.000, composta por folhas articuladas e imagem sensor ETM + do satélite Landsat 7 do ano 2016, com resolução espacial de 15 m, bandas espectrais 3, 4, 5 e Pancromática.

Protocolo de integridade da zona ripária

Um protocolo de avaliação da integridade ecológica adaptado de Tánago e Jalón (2011) foi aplicado nas zonas ripárias dos riachos estudados. No protocolo, foram analizados parâmetros referentes a estrutura da vegetação na zona ripária como a largura da vegetação, continuidade, distância entre os fragmentos (quando descontínuo), abertura do dossel, forma de vida predominante das espécies vegetais (herbácea, liana, arbustiva, arbórea), presença de espécies exóticas e estágio secundário de regeneração da vegetação. Também foram analisadas características do solo como estimativa de serrapilheira produzida pela zona ripária (abundante, presente, ocasional, ausente) e declividade. Como atributos do canal, foram mensuradas a largura do leito, abertura do dossel no centro do canal, a estabilidade das margens de acordo com a composição do substrato (rochas, cascalho, areia, sedimentos finos), composição do leito, restrição à inundações pela medida da elevação das margens e área inundável (m), acesso ao gado, ocorrência de matéria orgânica morta ou restos de vegetação na margem (abundante, presente, ocasional, ausente) e cobertura superficial das margens (pedra, madeira, serrapilheira, gramíneas, solo exposto, outros). Os dados foram

amostrados em um buffer de 30 m em ambas as margens em transectos transversais em 0, 20, 40, 60, 80 e 100 m do trecho do riacho estudado.

Análise de dados

Os dados obtidos por meio do protocolo de integridade, usos da terra na área de drenagem e na zona ripária foram padronizados pela função "decostand" do pacote *vegan* do ambiente estatístico R (R Core Team, 2015). Em seguida, as matrizes foram ordenadas por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Primeiramente, os valores obtidos foram submetidos a uma análise de correlação de Pearson para eliminar variáveis correlacionadas ($r>0,6$ ou $r<-0,6$). Posteriormente, foram realizadas três PCA (uma para cada conjunto de dados) a fim de selecionar as melhores métricas descritoras da integridade das zonas ripárias. Por fim, as variáveis pré-selecionadas foram agrupadas em uma nova matriz e uma nova PCA foi realizada para a definição da integridade das zonas ripárias dos riachos. As matrizes iniciais (usos da terra na área de drenagem, zona ripária e protocolo) foram correlacionadas com a matriz final para avaliar a dependência das informações geradas, como forma de validação do resultado final de integridade.

RESULTADOS

A primeira PCA, realizada com as variáveis do protocolo gerou um explicação total de 69,8% (PC1 = 54,7% e PC2 = 15,1%; Figura 1). As variáveis mais importantes (e selecionadas) foram a largura da zona ripária, forma de vida predominante das espécies vegetais, estabilidade e restrição das margens à inundação. A PCA realizada com usos da terra da área de drenagem explicou 97% da variação total (PC1 = 89,1% e PC2 = 8%; Figura 1). As variáveis mais importantes para esta matriz foram os percentuais de vegetação e agricultura. A PCA com usos da terra na zona ripária explicaram 98% da variação total dos dados (PC1 = 94,4% e PC2 = 4%; Figura 1). As variáveis mais importantes foram os percentuais de vegetação e agricultura.

Por fim, a PCA com a matriz que reúne todas as variáveis pré-selecionadas, explicou 77,2% da variação total, sendo 56,4% explicado pelo PC1 (agricultura e vegetação na área de drenagem e na zona ripária, largura da vegetação) e 20,8% pelo PC2 (estabilidade das margens, restrição à inundações, forma de vida; Figura 1). A matriz que agrupou as variáveis mais importantes das três matrizes iniciais apresentou dependência os dados do protocolo

(r=0,35; p=0,011), usos da terra na área de drenagem (r=0.53; p=0.001) e usos da terra na zona ripária (r=0,51; p=0,001).

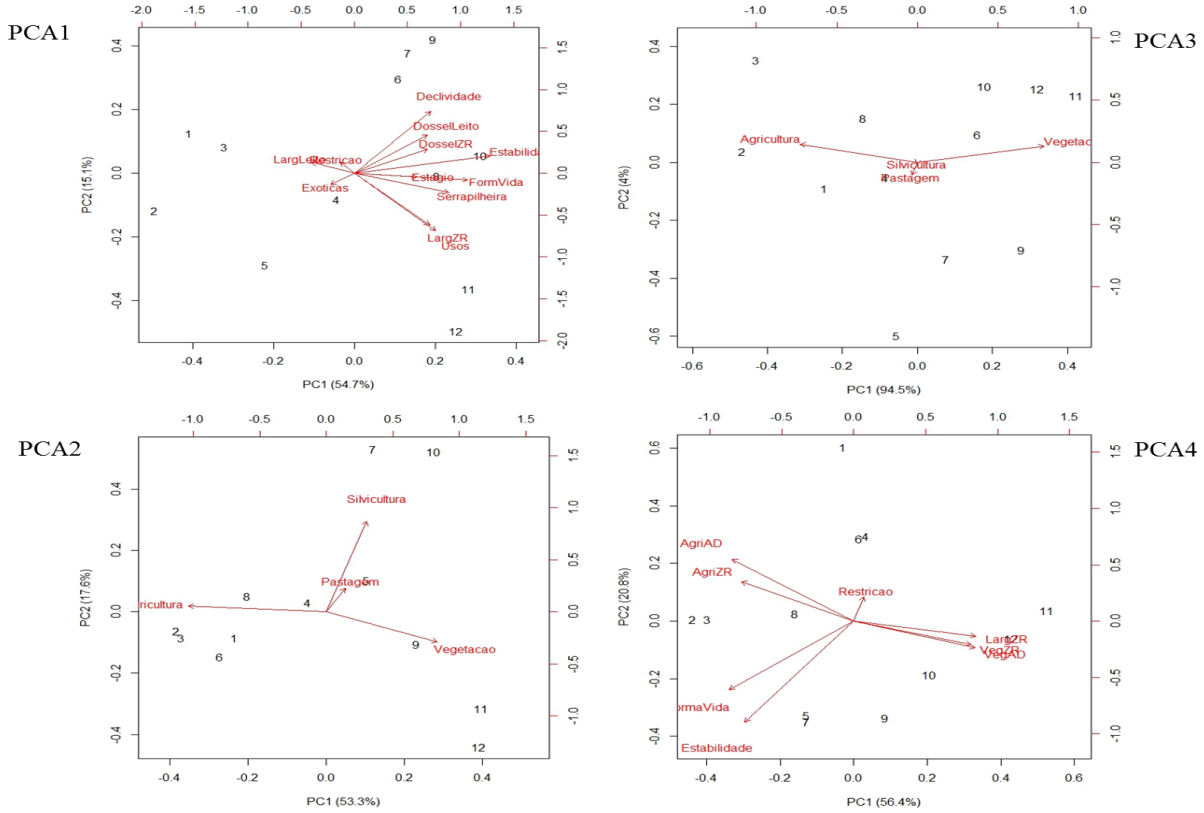


Figura 1 - (PCA1) Protocolo de integridade da zona ripária; (PCA2) Usos da terra na área de drenagem; (PCA3) Usos da terra na zona ripária; (PCA4) Variáveis estabelecidas pelo gradiente de integridade. Números de 1 a 12 correspondem aos riachos estudados.

DISCUSSÃO

A largura da zona ripária, estabilidade das margens, restrição à inundações e formas de vida predominantes das espécies vegetais foram as métricas que melhor ordenaram os riachos de acordo com sua integridade ecológica. Estas métricas são fundamentais para a retenção de sedimentos oriundos das áreas adjacentes que são carreados para o interior dos riachos. Isso é relevante, pois estes sedimentos podem estar associados a contaminantes, comprometendo a qualidade da água (SIMON et al., 2004). Além disso, as formas de vida das espécies vegetais que compõem a zona ripária contribuem de formas diferentes na estabilidade das margens. As espécies arbóreas apresentam maior potencial estabilizador e espécies com sistemas radiculares menores são fundamentais na contensão do escoamento superficial (POLVI et al., 2014). Quanto a restrição à inundações, Ou et al. (2016) verificaram a influência de diferentes escalas da paisagem sobre a qualidade da água, onde foi

observada interação entre fatores naturais (inundações) e antropogênicos (agricultura), que em conjunto, potencializam seus efeitos negativos sobre a qualidade da água.

Os percentuais de vegetação e agricultura foram os mais representativos tanto na escala da área de drenagem quanto na zona ripária dos riachos. Atributos referentes a vegetação estão ligados a melhores condições de integridade ecológica dos riachos, visto que a vegetação é responsável por estruturar as comunidades terrestres e aquáticas, fornecendo recursos alimentares e abrigo para a biodiversidade nestes ambientes (MAISONNEUVE e RIOUX, 2001). A vegetação natural fornece uma série de serviços ecossitêmicos como controle (qualidade da água, clima e pragas), suporte (ciclagem de nutrientes, formação de solo e polinização) e culturais (espirituais, recreação, educação etc) (POWER, 2010). Por este motivo, locais onde ocorre a substituição da vegetação pela agricultura, a integridade ecológica é comprometida (CASATTI et al., 2009).

A dependência da matriz agrupada com as matrizes do protocolo, usos da área de drenagem e da zona ripária indica que as variáveis selecionadas realmente representam as condições de integridade em diferentes escalas. Como esperado, a relação entre os percentuais de vegetação na zona ripária e área de drenagem foram as variáveis mais significativas em todas as matrizes avaliadas. A necessidade das atividades agrícolas por expansão de terras faz com que, muitas vezes, áreas de proteção permanente sejam severamente degradadas. Logo, programas de monitoramento e recuperação de zonas ripárias devem levar em consideração, não apenas as condições de usos da terra no buffer de 30 m em ambas as margens dos riachos, mas também observar as condições da paisagem em toda a bacia de drenagem dos riachos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização das métricas assinaladas neste estudo se mostrou eficiente na avaliação da integridade ecológica das zonas ripárias dos riachos, pois integram múltiplas escalas de avaliação, fornecendo subsídios para projetos de restauração e/ou gerenciamento de zonas ripárias. Órgãos de gestão pública podem usar estas informações na elaboração de medidas de mitigação ou até mesmo para ações mais efetivas de recuperação, como orientar e subsidiar agricultores acerca da necessidade da manutenção da integridade de zonas ripárias para a garantia da qualidade da água e manutenção da biodiversidade regional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos proprietários das áreas onde o estudo foi realizado e aos colegas do Laboratório de Biomonitoramento. RCP agradece a concessão da bolsa (CAPES-PROSUP) vinculada ao programa de Pós-Graduação – Mestrado em Ecologia URI – Erechim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Rewiew of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257-84, 2004.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift,** v. 22, p. 711–728, 2013.

BERNOT, M.J.; SOBOTA, D.J.; HALL, R.O.; MULHOLLAND, P.J.; DODDS, W.K.; WEBSTER, J.R.; ... GREGORY, S.V. Inter regional comparison of land use effects on stream metabolism. Freshwater Biology, v. 55, n. 9, p. 1874-1890, 2010.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.D.; CARVALHO, F.R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**. v. 632, p. 273–283, 2009.

CLAPCOTT, J.E.; COLLIER, K.J.; DEATH, R.G.; GOODWIN, E.O.; HARDING, J.S.; KELLY, D.; LEATHWICK, J.R.; YOUNG, R.G. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 74–90, 2012.

DECIAN, V.; ZANIN, E.M.; HENKE, C.; QUADROS, F.R.; FERRARI, C.A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v. 33, p. 165-176, 2009.

DESCHENES, M.; BELANGER, L.; GIROUX, J.F. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 95, p. 567–577, 2003.

MAINSTONE, C.P.; PARR, W. Phosphorus in rivers - ecology and management. **Science of the Total Environment**, v. 282, p. 25-47, 2002.

MAISONNEUVE, C.; RIOUX, S. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 83, n. 1, p. 165-175, 2001.

NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.

NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. **Journal of Fish Biology**, v. 67, p. 166-185, 2005.

NEILL, C.; CHAVES, J.E.; BIGGS, T.; DEEGAN, L.A.; ELSENBEER, H.; FIGUEIREDO, R.O.; GERMER, S.; JOHNSON, M.S.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ, D.; PICCOLO, M.C. Runoff sources and land cover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1-3, p. 7-18, 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. C. BUDKE, J. A. JARENKOW, P. V. EISENLOHR e D. R. M. NEVES. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, p. 1-23. 2015

OU, Y.; WANG, X.; WANG, L.; ROUSSEAU, A. N. Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 2, p. 114, 2016.

POLVI, L. E.; WOHL, E.; MERRITT, D. M. Modeling the functional influence of vegetation type on streambank cohesion. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, n. 9, p. 1245-1258, 2014.

POWER, A.G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Philosophical Transactions of the Royal Society. **Biological Sciences,** v. 365, p. 2959–2971, 2010.

QUINN, J.M.; COOPER, A.B.; DAVIES-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; WILLIAMSON, R.B. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zealand journal of marine and freshwater research, v. 31, n. 5, p. 579-597, 1997.

R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; MUNEEPEERAKUL, R.; BERTUZZO, E.; LEVIN, S. A.; RINALDO, A. River networks as ecological corridors: a complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics. **Water Resources Research,** v. 45, n. 1, 2009.

SCHLOSSER, P.; BONISCH, G.; RHEIN, M.; BAYER, R. Reduction of Deepwater Formation in the Greenland Sea during the 1980's. **Evidence from Tracer Data, Science**, v. 251, p. 1054, 1991.

SIMON, A., DICKERSON, W., HEINS, A. Suspended-Sediment transport rates at the 1.5-year recurrence interval for ecoregions of the United States: transport conditions at the bankfull and effective discharge. **Geomorphology,** v. 58, n.1, p. 243-262, 2004.

SUGA, C.M.; TANAKA, M.O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, p. 203-213, 2013.

TÁNAGO, G.M.; JÁLON, G.G. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. **Limnetica**, v. 30, n. 2, p. 0235-254, 2011.

WANTZEN, K.M.; YULE, C.M.; TOCKNER, K.; JUNK, W.J. Riparian Wetlands of Tropical Streams, *In:* DUDGEON, D. (Ed). **Tropical Stream Ecology**, p. 199-217, 2008.

ASSOCIAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM OS VISITANTES FLORAIS DE FLORES DE *Brassica napus* L. VAR. OLEIFEIRA

Maicon Ody[1]
Jaquilini F. G. Piassão[2]
Rogério L. Cansian[1,2]
Rozane M. Restello[1,2]
Tanise Sausen[1,2]
Albanin Mielniczki Pereira[1,2.]

RESUMO

A interação inseto-planta tem como um principal resultado a polinização, que geralmente é realizada por abelhas, vespas, borboletas, besouros e moscas, contribuindo na dispersão do pólen e na variabilidade genética entre os vegetais. Para ocorrer os processos descritos, as plantas possuem alguns mecanismos para atração de insetos que consistem, por exemplo, sabor do pólen, néctar, entre outros. Um exemplo de planta alvo de polinização por insetos é a *Brassica napus* (Canola). Esta planta é resultante do melhoramento genético principalmente de *Brassica napus* L. var. oleifeira e *Brassica campestres* L. O objetivo deste trabalho foi analisar se existe correlação entre as variáveis ambientais e os visitantes florais em flores de *Brassica napus*. Este trabalho foi realizado em uma plantação de canola localizada no interior do município de Jacutinga-RS, onde foram demarcadas três parcelas 2 m x 2 m, demarcadas como borda, meio e interior da plantação, a partir de sua proximidade com um remanescente florestal adjacente à plantação. Dentro de cada parcela, foram coletados os insetos ao longo do período de floração da *Brassica napus* (1°, 4°, 7°, 11°, 14° dias após início da floração). Em cada dia também foram mensuradas as variáveis umidade relativa, velocidade do vento e temperatura dentro de cada parcela. Os resultados mostraram que, dentre as variáveis ambientais avaliadas, a velocidade dos ventos foi o fator que teve influência sobre a abundância de insetos visitantes, apresentando correlação negativa com a abundância de visitantes florais, indiferente da parcela.

Palavras-chave: Visitantes florais. Canola. Variáveis ambientais. Interação inseto-planta.

INTRODUÇÃO

Na natureza os insetos se relacionam ou interagem entre si e com o meio ambiente, para promover a troca de energia e nutrientes. Uma dessas relações é de interação do inseto-planta que pode se caracterizar de diversas formas, sendo as mais comuns a relação positiva que ocorre através da polinização e dispersão de sementes; e a negativa, com a herbivoria e ovoposição por parte de alguns insetos (BERNAYS, 1992).

Os insetos são os responsáveis pela polinização da maioria das plantas com flores, sendo que o sucesso evolutivo das angiospermas está diretamente relacionado com o desenvolvimento da polinização por estes (GULLAN e CRANSTON, 2007). Um dos principais resultados da interação inseto-planta é a polinização, que geralmente é realizada por abelhas, vespas, borboletas, besouros e moscas (EDWARS e WRATTEN, 1981; FAO,

[1] Curso de Ciências Biológicas - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, odymaicon123@hotmail.com
[2] PPG Ecologia - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

2004; GUIMARAES, 2006), contribuindo na dispersão do pólen e na variabilidade genética entre os vegetais (IMPERATRIZ- FONSECA e DIAS, 2004).

Um exemplo de planta que é alvo de polinização por insetos, é a *Brassica napus* (Canola). Esta planta é resultante do melhoramento genético principalmente de *Brassica napus* L. var. oleifeira e *Brassica campestres* L., com finalidade de diminuir o teor de ácido erúcico e glicosinolatos melhorando sua palatabilidade e digestibilidade (CHAVARRIA et al., 2011). Dentre um amplo espectro de visitantes florais da *B. napus*, a *Apis mellifera*, foi considerado o polinizador mais eficiente devido a sua alta atratividade pela fragrância de suas flores (ABROL, 2007; ROSA et al., 2011). Esta cultura é responsável por 15% da produção de óleo vegetal comestível do mundo, embora também seja utilizada na produção de biodiesel e rações para animais (TOMM et al., 2003). Neste sentido, este trabalho teve por objetivo analisar a correlação entre as variáveis ambientais e a abundância de insetos visitantes nas flores de *Brassica napus*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e período de coleta

Este trabalho foi realizado em uma plantação de *Brassica napus* localizada no interior do município de Jacutinga, que situa-se ao Norte do Rio Grande do Sul, na região do Alto Uruguai. O estudo foi realizado durante o período de floração da espécie, no mês de agosto de 2015. Foram realizadas um total de 5 amostragens alternadas (dias 1, 4, 7, 11 e 14) ao longo do ciclo de floração do início ao final de floração. Na plantação foram demarcadas três parcelas 2 m x 2 m, equidistantes entre si, resultando em uma parcela na borda, outra na região mediana e outra no interior da plantação, as quais seguiram um transecto de 200 m da borda até o meio. Em cada parcela foi realizada a coleta dos visitantes florais e a medida das variáveis ambientais.

Coleta de visitantes florais

Dentro de cada parcela, foram coletados os insetos por meio de uma rede entomológica. O esforço amostral foi de 10 minutos para cada parcela. A amostragem dos insetos foi realizada às 9, 12 e 15 horas de cada dia de coleta, durante 14 dias. Os organismos coletados foram acondicionados em frascos contendo álcool 70%, devidamente etiquetados, por parcela e por horário de coleta, com exceção dos lepidópteros que foram acondicionados em envelopes entomológicos para posterior montagem. Todo o material entomológico foi

transportado até o laboratório de Biomonitoramento da URI Erechim, onde foram triados e identificados até o nível taxonômico de ordem seguindo a chave proposta por Buzzi (2002).

Variáveis ambientais

Nas coletas realizadas, foram medidas em cada parcela, a temperatura do ar (ºC) e umidade relativa (%) (com a utilização de um Termohigrômetro) e a velocidade do vento (mph) (com um Anemômetro). Estas medidas foram registradas em triplicata para temperatura e umidade e medida única para velocidade, sendo todas realizadas às 15 horas, em cada uma das parcelas do estudo.

Análise dos dados

Foi utilizada a Correlação de Pearson, para averiguar a existência de correlação entre abundância de insetos com as variáveis ambientais, sendo que o ponto de corte para correlação foi estabelecido arbitrariamente em $r \leq 0,7$. Os dados estão apresentados como média ± desvio padrão.

RESULTADOS

Avaliação dos visitantes florais

Durante a floração da *B. napus*, coletou-se um total de 509 visitantes florais, pertencentes a 7 ordens, sendo Lepidoptera e Hemiptera as mais abundantes. Do 1º ao 4º dia na parcela da borda prevaleceu a ordem Hymenoptera e no 11º e 14º dia a ordem Hemiptera, enquanto que nas outras duas parcelas (meio e interior) a maior predominância foi Lepidoptera (formas jovem e adulta) que permaneceu constante do início ao final das coletas.

Embora a parcela do meio tenha apresentado um maior número absoluto de visitantes nos dias 11 e 14, a análise estatística não apresentou diferenças significativas entre a abundância nas três parcelas, considerando todo o período de coleta (não separado por dias) (Figura 1).

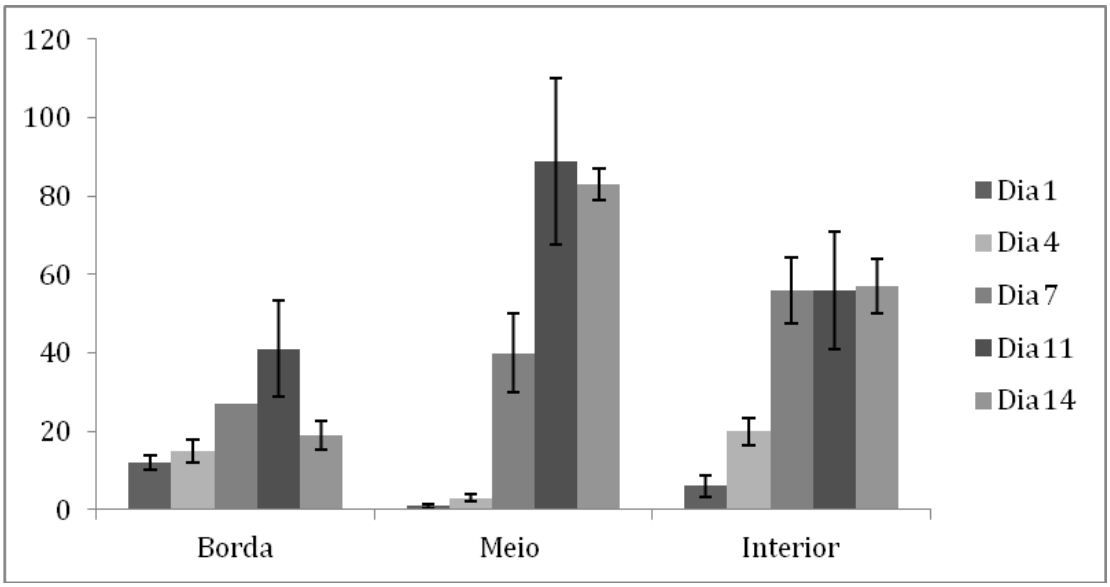


Figura 1 - Distribuição da abundância de visitantes florais em flores de *Brassica napus* durante os dias de estudo, nas diferentes parcelas. Os dados apresentados se referem aos valores absolutos em cada dia e parcela.

Avaliação das variáveis ambientais

Foi realizada uma análise para verificar se a abundância dos visitantes florais poderia estar sendo influenciada por fatores ambientais (Tabela 1). Indiferente da parcela avaliada, a velocidade do vento apresentou uma correlação negativa com a abundância de insetos (Tabela 2. Ou seja, a maior velocidade dos ventos dificultou o acesso dos visitantes florais à plantação de *Brassica napus*, indiferente da parcela. Além disso, na parcela Borda houve correlação negativa com a umidade e na parcela Meio houve correlação negativa com a temperatura.

Tabela 1 - Variáveis ambientais mensuradas ao longo do período de coleta de flores de *Brassica napus*. Os dados são mostrados com média ± desvio padrão e um único valor para velocidade do vento, pois o mesmo possui somente um valor não sendo possível de fazer a média e desvio padrão.

Variável e Parcela	1º Dia	4º Dia	7º Dia	11º Dia	14º Dia
Borda					
Temperatura (°C)	28,03 ± 0,06	33,80 ± 0,00	32,93 ± 0,06	25,97 ± 0,25	29,53 ± 0,12
Umidade relativa (%)	37,27 ± 0,25	41,40 ± 10,69	34,67 ± 3,09	28,73 ± 1,25	32,40 ± 4,52
Velocidade do vento (mph)	0,09	0,08	0,02	0,02	0,07
Meio					
Temperatura (°C)	29,20 ± 0,10	30,20 ± 0,44	30,77 ± 0,21	23,83 ± 0,15	27,47 ± 0,40
Umidade relativa (%)	34,47 ± 2,11	28,30 ± 1,56	30,33 ± 0,83	29,43 ± 0,57	32,13 ± 1,42
Velocidade do vento (mph)	0,07	0,07	0,03	0,02	0,04
Interior					
Temperatura (°C)	28,93 ± 0,15	30,17 ± 0,50	31,73 ± 1,01	26,60 ± 0,10	35,60 ± 0,44
Umidade relativa (%)	33,70 ± 1,35	26,83 ± 1,18	28,60 ± 1,87	32,40 ± 4,52	25,07 ± 0,12
Velocidade do vento (mph)	0,07	0,07	0,02	0,03	0,04

Tabela 2 - Correlação entre visitantes florais diários de flores de *Brassica napus* (9, 12 e 15h) e as variáveis ambientais.

	Borda	Meio	Interior
Insetos x temperatura	r = -0,4479 p = 0,4494	r = -0,8105 p = 0,1894	r = -0,0779 p = 0,9221
Insetos x umidade	r = -0,8061 p = 0,0994	r = -0,3666 p = 0,6333	r = 0,0323 p = 0,9677
Insetos x velocidade dos ventos	r = -0,9044 p = 0,0349	r = -0,9391 p = 0,0609	r = -0,9711 p = 0,0289

DISCUSSÃO

Verificou-se que a diversidade de visitantes florais em *B. napus* é semelhante (7 ordens) quando comparada a outros estudos com plantas aparentadas, com registro de cinco ordens por Solera et al. (2007) em *Senecio brasiliensis* Less. (Asteraceae), e Silva et al. (2009) em *Solanum paniculatum* (Solanaceae). Corroborando com estes estudos foi a presença de indivíduos das principais ordens entomológicas (Hymenoptera, Hemiptera-Heteroptera e Lepidoptera).

Dentre os inúmeros insetos da interação os que mais se destacam são as abelhas, vespas, borboletas, besouros, moscas e algumas formigas (COSTA, 1965; COUTO e COUTO, 2006; SANTOS et al., 2008). Corroborando com o estudo onde foi observada uma grande abundância das ordens Hymenoptera (abelhas) e Lepidoptera na forma jovem e adulta (borboletas).

Dentre os mais abundantes visitantes florais encontrados neste estudo estão os lepidópteros (325), os quais são uma das principais ordens relacionadas a polinização (COUTO, 2006). Nesse sentido, Fonseca et al. (2006) relata que a ordem Lepidoptera mantêm estreita relação com as plantas e possuem grande importância econômica e ecológica em muitos ambientes.

O voo de um inseto podem ser alteradas de acordo com a situação que o habitat propicia, reforçando a importância de estudos que relacionem os insetos e os principais fatores ambientais envolvidos no processo. Um desses elementos podem ser direção e intensidade de ventos (BLACKMER et al., 2004; COVIELA et al., 2006; KOBORI, et al., 2011; THEIN et al., 2012). É natural considerar que a direção e intensidade dos ventos tenham um papel importante no deslocamento dos mesmos, podendo corroborar com este estudo onde houve uma correlação negativa quando comparada a velocidade do vento com a abundância de visitantes florais em todas as parcelas estudadas. De acordo com Bawa (1983)

e Castro (1994) outros fatores também influenciam na atratividade dos polinizadores é as variações na umidade relativa do ar e do solo.

CONCLUSÕES

Neste trabalho foi observado que na plantação de Canola avaliada, as principais ordens de insetos encontrados foram Lepidoptera, Hemiptera e Hymenoptera. A abundância destes insetos foi correlacionada negativamente com a velocidade dos ventos, indiferente da parcela de análise (borda, meio ou interior). As parcelas não exerceram efeito significativo sobre a abundância de visitantes florais.

AGRADECIMENTOS

URI, FAPERGS, CNPQ e todos os colaboradores do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABROL, D. P. Honeybees rapeseed pollinator plant interaction. **Advances in Botanical Research**, v. 45, p. 337-369, 2007.

BAWA, K.S. Patterns of flowering in tropical plants. In: JONES, G.E.; LITTLE, R.J. (Eds.). **Handbook of experimental and pollination biology**. New York: Van Nostrand Reinhold, p.394-410, 1983.

BERNAYS, E. A. **Insect-Plant Interactions**. In: MEKEN, S. B. J.; VISSER, J. H.; HARREWIJN, P. Kluwer Academic Publications, Dordrecht, p. 146-148, 1992.

BLACKMER, J. L.; HAGLER, J. R.; SIMMONS, G. S.; CANAS, L. A. Comparative dispersal of *Homalodisca coagulate* and *Homalodisca liturata* (Homoptera: Cicadellidae). **Environmental Entomology**, v.33, p. 88-99, 2004.

BUZZI, Z. J. **Entomologia didática**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 347, 2002.

CASTRO, M.S. Plantas apícolas – identificação e caracterização. In: BRANDÃO, A.L.S.; BOARETO, M.A.C. (Coord.). **Apicultura atual: diversificação de produtos**. Vitória da Conquista: UEFS, DFZ, p.21-31, 1994.

COUTO, R. H. N.; COUTO, L. A. **Apicultura: Manejo e Produtos**. Jaboticabal: FUNEP, 2006.

COSTA, C. **Botânica**. Rio de Janeiro: Editora Brasil S.A, v.2, p. 147-152, 1965.

COVIELLA, C. E.; GARCIA, J. F.; JESKE, D. R.; REDAK, R. A.; LUCK, R. F. Feasibility of tracking within-field movements of *Homalodisca coagulata* (Hemiptera: Cicadellidae) and estimating its densities using fluorescente ducts in mark-release-recapture experiments. **Journal of Economic Entomology**, v. 99, p.1051-1057, 2006.

CHAVARRIA, G.; TOMM, G. O.; MULLER, A.; MENDONÇA, H. F.; MELLO, N,. BETTO, M. S. Índice de área foliar em canola cultivada sob variações de espaçamento e de densidade de semeadura. **Ciência Rural**, v.41, p. 2084-2089, 2011.

EDWARDS, P. J.; WRATTEN, S. D. **Ecologia das interações entre insetos e** plantas. Editora da Universidade de São Paulo (EDUSP), p. 71, 1981.

FAO. **Conservation and management of pollinators for sustainable agriculture- the internation response**. In: FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. P. Solitary bees; conservation, rearing and management for pollination. Fortaleza: Imprensa Universitária, p. 19-20, 2004.

FONSECA, N. G.; KUMAGAI, A. F.; MIELKE, O. H. H. Lepidópteros visitantes florais de *Stachytarpheta cayennensis* (Rich.) Vahl (Verbenaceae) em remanescente de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.50, p.399-405, 2006.

GUIMARAES, R. A. **Abelhas (Hemynoptera: Apoidea) visitantes das flores de goiaba (*Psidium guajava* L.), laranja (*Citrus sinensis* L.) e tangerina (*Citrus reticulada* B.) em pomares comerciais em Salinas- MG**. Vitória da Conquista, 2006, p. 85. Dissertação (Mestrado em Agronomia- Fitotecnia), Universidade Estadual do Sudeste da Bahia (UESB), 2006.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Os insetos: um resumo de entomologia**. São Paulo: Roca, 3. ed., 440 p., 2007.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; DIAS, B. F. S. **Brazilian Pollinator Initiative.** In: FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. P. Solitary bees; conservation, rearing and management for pollination. Fortaleza: Imprensa Universitária, p. 27-34, 2004.

KOBORI, Y.; NAKATA, T.; OHTO, Y. Estimation of dispersal pattern of adult Asian citrus psyllid, *Diiaphorina citri* kuwayama (Hemiptera: Psyllidae). **Japonese Journal of Aplled Entomology and Zoology**, v.55, p. 177-181, 2011.

ROSA, A. S.; BLOCHTEIN, B.; LIMA, D.K. Honey bee contribution to canola pollination in Southern Brazil. **Scientia Agricola**, v.68, n.2, 2011.

SANTOS, A. B.; NASCIMENTO, F. F.; SOUZA, C. S. **Polinização, um importante serviço prestado ao meio ambiente**. In: SEABRA, G. F. A Conferência da Terra: Fórum Internacional do Meio Ambiente. Questões globais e soluções locais. João Pessoa: Editora Universitária da UFPB, p. 640-646, 2008,.

SOLERA, M.; HEFLER, S. M.; PAULA, M. C. Z. de. Estudo das interações entre insetos e *Senecio brasiliensis* Less. (Asteraceae) em área experimental no Campus da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Toledo, Brasil. **Estudo de Biologia**, v.29, p.81-87, 2007.

THEIN, M.M.; JAMJANYA, T.; KOBORI, Y.; HANBOONSONG, Y. Dispersal of the leafhoppers *Matsumuratettix hiroglyphicus* and *Yamatotettix flavovittatus* (Homoptera: Cicadellidae), vectors of sugarcane White leaf disease. **Applied Entomology and Zoology**, v. 47, o. 255-262, 2012.

TOMM, G. O.; DIAS, J. C. A.; BAIER, A. C. **Cultivar de canola PBF-2**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2003. Disponível em: <http://cntp.embrapa.br/culturas/canola/pbf2.htm>. Acesso em: 02 de maio de 2015.

DISTRIBUIÇÃO E HÁBITOS ALIMENTARES DE PEIXES DA FAMÍLIA CHARACIDAE (ACTINOPTERYGII: CHARACIFORMES) EM UM RIACHO SUBTROPICAL ALTAMENTE IMPACTADO

Waskiewic, Maikon[1]
Alves, Jonatas[2]

RESUMO

A ictiofauna neotropical de água doce figura entre as mais ricas e diversificadas do mundo, ocorrendo em uma grande variedade de ambientes. Em todos estes ambientes, mas especialmente em pequenos riachos, as características da bacia hidrográfica, incluindo a qualidade ambiental das áreas de entorno, certamente desempenham um importante papel regulador nos processos ecológicos que ocorrem ao longo do rio, incluindo, neste caso, a manutenção das relações tróficas e a dinâmica das redes ecológicas nestes ecossistemas. Diante disto, o presente estudo teve como objetivo principal caracterizar a distribuição e os hábitos alimentares de peixes da família Characidae no Rio Suruvi, Concórdia-SC, investigando a influência da sazonalidade e da conservação da mata ripária sobre a dieta e atividade alimentar da assembleia. Os peixes foram capturados bimestralmente, entre março e outubro de 2013, em cinco estações de amostragem, contemplando áreas em diferentes estágios de conservação ambiental ao longo do curso do rio. Foram empregadas metodologias de captura ativas (anzóis, linhas, redes de arrasto e puçás) e passivas (redes de espera), com esforço amostral de 1 hora em cada estação. No laboratório, os peixes foram catalogados biometricamente e os conteúdos estomacais foram quantificados e categorizados. No total, 124 caracídeos foram capturados. Destes, 114 apresentaram conteúdos em seus estômagos. De acordo com o Índice de Importância Alimentar (AI), a categoria Fragmentos de Invertebrados (FI) foi a mais consumida em todas as estações do ano e ambientes amostrados, apontando um padrão de manutenção sazonal e espacial na dieta dos peixes. As médias do Índice Digestivo (ID) também apresentaram pouca variação sazonal e espacial, sugerindo que a atividade alimentar se mantém estável ao longo do ano e nas diferentes porções do rio amostradas. Essa aparente homogeneidade indica que, apesar dos importantes impactos antrópicos observados ao longo do rio, a capacidade de resiliência do ambiente permite a manutenção de condições suficientemente boas, fornecendo recursos alimentares constantes e de qualidade para as comunidades bióticas. Além disso, o elevado consumo de insetos terrestres destaca a importância da vegetação ripária na alimentação das comunidades aquáticas e na manutenção das relações tróficas nos ambientes aquáticos, especialmente em pequenos riachos.

Palavras-chave: Ictiofauna neotropical. Família Characidae. Ecologia trófica. Impactos ambientais. Ecologia de riachos.

INTRODUÇÃO

A América do Sul apresenta a ictiofauna de água doce mais rica do mundo, com o alto grau de endemismo observado em alguns ambientes (MENEZES, 1996). A região encontra-se entre as zonas zoogeográficas mais diversas, com fauna de peixes estimada em cerca de 2.400 espécies sendo que, destas, aproximadamente 2.000 são encontradas na bacia Amazônica (RODRIGUES et al. 2004).

[1] Consórcio Lambari. Rua Marechal Deodoro, n° 772, Ed. Mirage Offices, 12° Andar, CEP 89.700-905, Concórdia, SC, Brasil, maikonew@consorciolambari.com.br
[2] Universidade do Contestado - UnC, Campus Concórdia. Grupo de Estudos e Pesquisas em Meio Ambiente (GEMA)

Devido à grande amplitude geográfica observada na região, que resulta em uma considerável variação de tipos de relevo e hidrografia, esta enorme diversidade de espécies encontra-se distribuída nos mais diferentes ambientes, ocupando uma grande variedade de hábitats. Entre os peixes de riacho mais abundantes observados na região neotropical podemos destacar os da família Characidae. Os representantes deste grupo encontram-se amplamente distribuídos em ambientes de água doce, em especial na África e na América. Possuem geralmente hábitos diurnos e podem ser encontrados em praticamente todos os tipos de habitats (OYAKAWA et al., 2006).

No Brasil, estudos realizados com caracídeos indicam que muitas espécies apresentam distribuição restrita a rios de pequeno porte, nos quais os indivíduos consomem uma grande quantidade de recursos alóctones, incluindo itens de origem vegetal e animal, caracterizando uma dieta onívora com grande dependência da mata ciliar como fonte de nutrientes (ABILHOA & GREIN, 2010; MAZZONI et al., 2004). Estes pequenos rios sofrem diversas alterações ambientais, em geral antropogênicas, principalmente relacionadas à construção de pontes, barramentos para geração de energia e captação de água para consumo humano introdução de espécies exóticas e fragmentação da vegetação ripária. Segundo Rebouças et al. (2006), estes fatores podem modificar a composição das comunidades aquáticas locais, alterando a rede alimentar, além de criarem novos habitats que não são capazes de sustentar os peixes nativos, alterando a sua distribuição (POUGH et al., 2003).

Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo principal caracterizar a distribuição e os hábitos alimentares de peixes da família Characidae capturados na microbacia do Rio Suruvi, região Meio Oeste de Santa Catarina. Este tipo de avaliação pode ser considerada uma importante ferramenta para a avaliação e estudo das interações ecológicas entre as espécies, além de constituir subsídio fundamental para a conservação da biota aquática de riachos e para a implementação de estratégias de conservação e manejo dos recursos hídricos da região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A microbacia do Rio Suruvi faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, e está localizada no limite territorial do município de Concórdia, na região Meio Oeste do estado de Santa Catarina, Brasil (CONCÓRDIA, 2013). A área total de drenagem da microbacia é de aproximadamente 87,1 km^2, com extensão aproximada de 27,9 km. O leito do rio é composto

predominantemente por pedras e a mata ciliar no seu entorno encontra-se bastante fragmentada (GEMA, 2013).

Amostragem e Tratamento dos Dados

As amostragens foram realizadas bimestralmente, entre março e outubro de 2013, no período diurno, independentemente do clima. Os peixes foram capturados em cinco estações de amostragem definidas aleatoriamente ao longo do rio (Figura 1). Para a captura dos exemplares foram empregadas metodologias de captura ativas (anzóis, linhas, redes de arrasto e puçás) e passivas (redes de espera), com esforço amostral de 1 hora em cada estação.

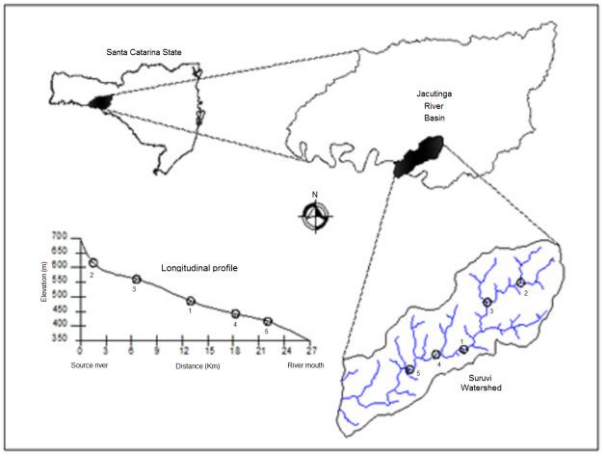


Figura 1 - Área de estudo e estações de amostragem ao longo do rio Suruvi, Concórdia – SC. Fonte: Grupo de Estudos e Pesquisas em Meio Ambiente – Gema (2013).

No laboratório, todos os indivíduos tiveram registrados o seu comprimento total (CT), peso total (PT), peso do estômago (PE) e peso do conteúdo estomacal (PCE). Todas as medições foram feitas em milímetros e as pesagens com precisão de 0,01g. Após serem identificados, os itens estomacais foram agrupados em quatro categorias alimentares: Fragmento Vegetal (FV), Fragmento de Invertebrado (FI), Fragmento de Peixes (FP) e Não Identificado (NI).

A quantificação das diferentes categorias alimentares foi feita segundo metodologia proposta por Lima-Junior & Goiten (2001), a partir do cálculo do Índice de Importância Alimentar (IA) de cada categoria alimentar, utilizando os dados de frequência de ocorrência e de abundância relativa de cada item. A variação da dieta (sazonal e entre as diferentes estações de amostragem) foi testada a partir da metodologia proposta por Fritz (1974), utilizando o Coeficiente de Correlação de Spearman (r_s), segundo o qual os itens alimentares

são ranqueados (com base na sua importância relativa) em cada uma das amostras e confrontados pelo coeficiente, com um nível de significância de 0,05.

Para análise da atividade alimentar dos peixes foi calculado o Índice Digestivo (ID), adaptado de Hyslop (1980) e Súarez & Lima-Júnior (2009). O ID foi calculado a partir da fórmula: **ID= P_E / P_T**, onde: **ID** = Índice Digestivo; **P_E** = Peso do Estômago e **P_T**: Peso total do peixe.

Os valores médios do ID nas diferentes estações de amostragem e épocas do ano foram comparados utilizando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste t (Fisher), utilizando um nível de significância de 0,05 (ZAR, 1999).

RESULTADOS

Foram capturados um total de 124 indivíduos pertencentes à família Characidae. Os peixes foram capturados predominantemente nas estações de amostragem 5 (n = 39), 1 (n = 29) e 4 (n = 27) e nas épocas mais quentes do ano (Verão - n=55).

Do total de exemplares capturados, 114 apresentaram conteúdo em seus estômagos. A análise do IA mostra que Fragmento de Invertebrados (FI) foi a categoria alimentar mais frequente em todas as épocas do ano estações de amostragem, e que a composição da dieta dos peixes não apresentou variação sazonal e espacial estatisticamente importante (Spearmann Rank Correlation (rs) > 0,75; p > 0,05; Figuras 2 e 3).

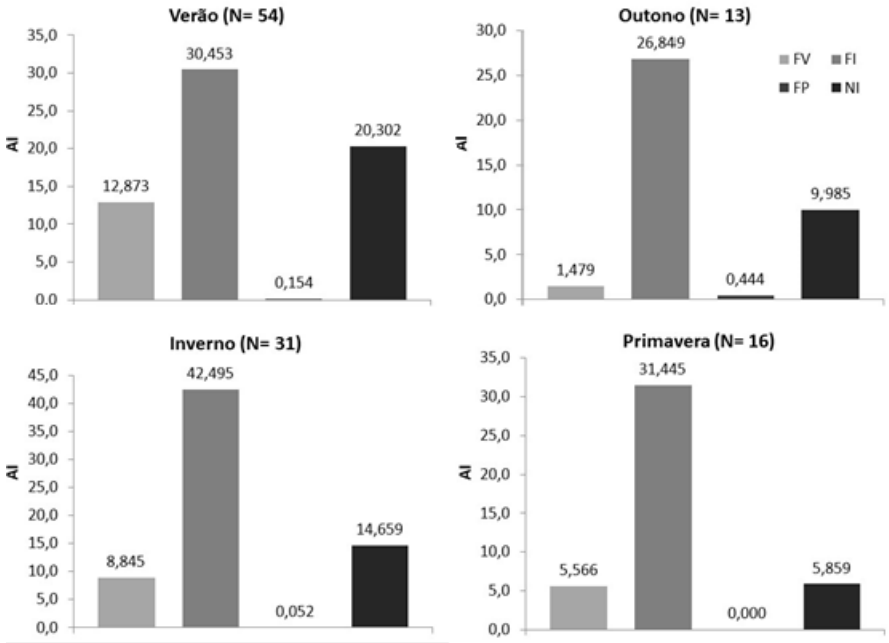


Figura 2 - Variação sazonal do Índice de Importância Alimentar (IAI) de peixes da família Characidae capturados na microbacia do rio Suruvi, Concórdia-SC: FV = Fragmento vegetal; FI = Fragmento de invertebrado; FP = Fragmento de peixe; NI = Não identificado.

Valores médios do ID mostraram-se estatisticamente distintos nas diferentes porções do rio amostradas, (Kruskal-Wallis p = 0,003), com médias de ID significativamente menores nas estações 2 e 3, quando comparadas com as demais estações (Figura 4A). Valores máximos do Índice Digestivo (ID) foram observados no Verão, diminuindo de modo gradativo no Outono, Inverno e Primavera (Figura 4B), sem diferenças estatisticamente significantes (Kruskal Wallis p = 0,538).

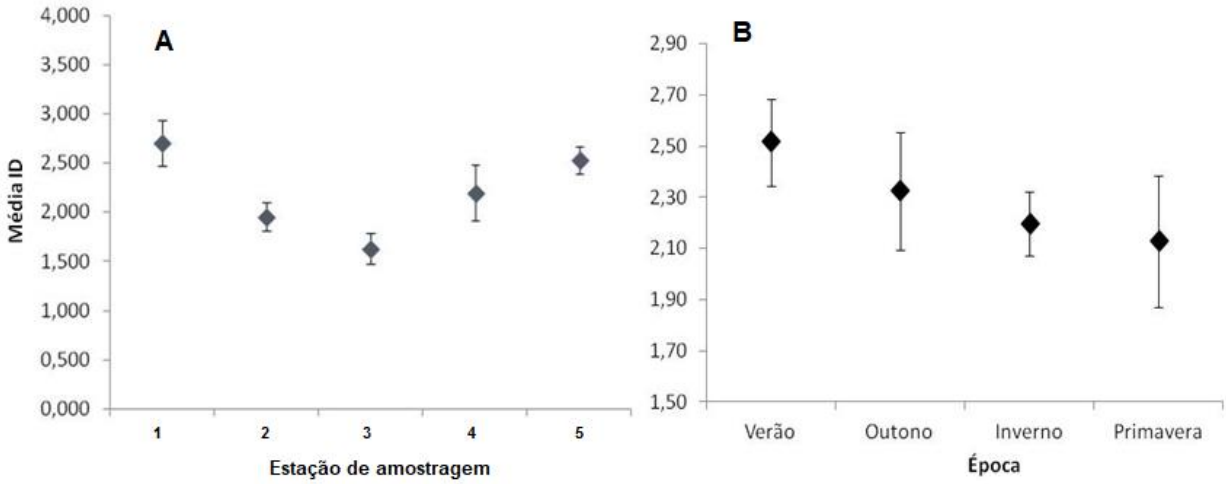


Figura 3 - Variação do Índice de Importância Alimentar (IA) de peixes da família Characidae capturados nas diferentes estações de amostragem ao longo da microbacia do rio Suruvi, Concórdia-SC: FV = Fragmento vegetal; FI = Fragmento de invertebrado; FP = Fragmento de peixe; NI = Não identificado.

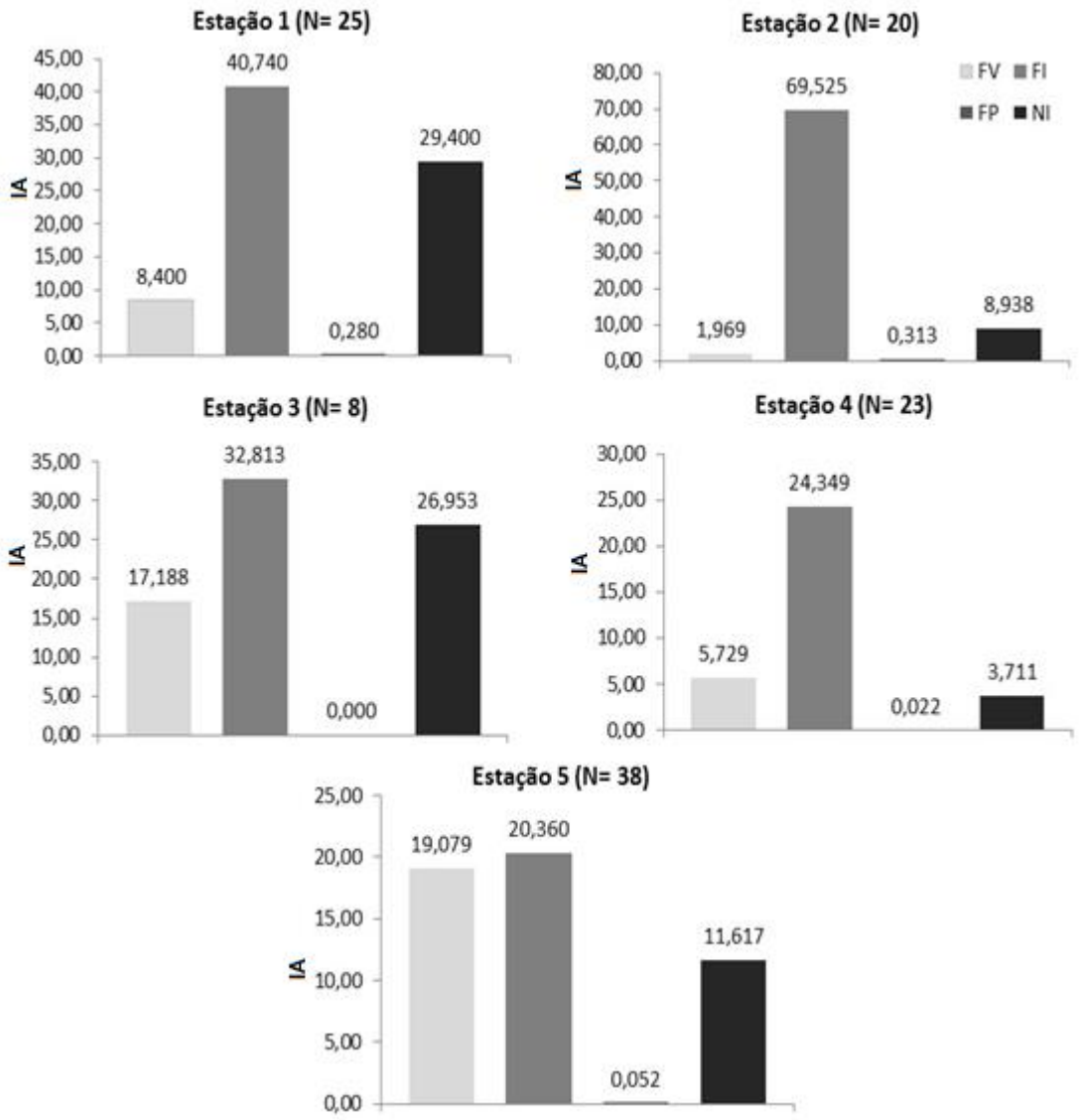


Figura 4 - Variação espacial (A) e sazonal (B) da média do Índice Digestivo (ID) de peixes capturados na microbacia do rio Suruvi.

DISCUSSÃO

O baixo número de indivíduos capturados ao longo do rio pode estar associado às diversas intervenções antrópicas observadas, em especial a construção de uma barragem para captação de água na estação de amostragem 1, transformando o ambiente lótico original em um ambiente completamente lêntico, o que certamente pode gerar modificações na composição e distribuição da ictiofauna local. De acordo com Oliveira & Goulart, (2000) um ambiente lêntico apresenta variações horizontais e verticais das variáveis físicas, químicas e biológicas, e estas, por sua vez influenciam diretamente na composição, estrutura e dinâmica da ictiofauna do local.

Apesar dos dados obtidos não serem suficientes para determinar a influência da barragem na dinâmica da assembleia de peixes, um monitoramento contínuo e prolongado da ictiofauna deve ser conduzido futuramente nesta região, a fim de identificar possíveis efeitos negativos da barragem de captação no deslocamento e consequentemente na alimentação e reprodução das populações locais.

Além da influência antrópica na distribuição das assembleias, deve-se ser considerada a distribuição em função da variação natural de parâmetros ambientais. Estudos realizados em riachos têm demonstrado que as comunidades destes ecossistemas são submetidas constantemente a mudanças nas condições ambientais, principalmente em função da pluviosidade e de fatores abióticos associados à sazonalidade, fatores que certamente podem influenciar na distribuição, abundância, alimentação, reprodução e tamanho das populações nestes ambientes (ABILHOA & GREIN, 2010). Desta forma, o maior número de indivíduos observados no Verão pode estar relacionado com a quantidade de chuva observada na região Oeste do estado de Santa Catarina no final do Verão, inclusive durante o período de captura, com pluviosidade média em torno de 7,5 mm no mês de março (EMBRAPA, 2014).

Com relação à dieta e atividade alimentar, observou-se uma tendência de homogeneidade na composição dos itens alimentares consumidos, com poucas e frequentes categorias alimentares presentes. No entanto, apesar de apresentarem uma dieta aparentemente generalista, os peixes estudados parecem preferir itens de origem animal (principalmente insetos terrestres) e vegetal (principalmente folhas e sementes), e não modificam seu padrão de alimentação ao longo do ano ou em função dos diferentes hábitats frequentados ao longo do rio. Diversos estudos sobre a alimentação de caracídeos demonstram padrões semelhantes, citando que as espécies deste grupo, apesar de apresentarem alimentação bastante generalista, consomem preferencialmente itens de origem animal e vegetal, sendo assim, classificadas como onívoras (MAZZONI et al., 2010; SABINO & CASTRO, 1990; ABILHOA & GREIN, 2010; BOTELHO et al., 2007).

Por fim, apesar de não apresentarem variação significativamente importante ao longo do ano e de se manterem moderadamente constantes ao longo do rio, os resultados do ID destacam picos de atividade alimentar no Verão e Outono. Esta intensificação no forrageio pode estar associada com o estágio de desenvolvimento sexual e maturação dos peixes capturados. De fato, sabe-se que a sazonalidade pode ter grande influência no comportamento e respostas fisiológicas dos peixes, principalmente quanto a maturação sexual, resultando em alterações na dieta e atividade alimentar.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo indicam uma ampla distribuição de peixes da família Characidae ao longo da microbacia do Rio Suruvi, apesar da baixa abundância observada em alguns pontos do rio. Os dados destacam ainda uma manutenção da dieta dos peixes ao longo do ano, sugerindo que, apesar das importantes alterações antrópicas negativas observadas ao longo do rio, este consegue manter condições ambientais suficientemente boas, fornecendo às comunidades bióticas recursos alimentares constantes e de qualidade. Além disso, estes resultados destacam a importância da vegetação ripária na alimentação e relações tróficas no ambiente aquático, evidenciada pelo elevado consumo de insetos terrestre pelos peixes estudos.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi parcialmente financiado pela Bolsa de Pesquisa Artº 170 do Governo do Estado de Santa Catarina e pelo Comitê do Rio Jacutinga e Sub-Bacias Contíguas. Os autores agradecem ao Grupo de Pesquisas em Meio Ambiente – GEMA da Universidade do Contestado – UnC Concórdia, Bruno T. Biffi, Marcelo I. da Silva e demais colegas que contribuíram na pesquisa e revisão do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHOA, V. & GREIN, R.L.; 2010. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* (Eigenmann, 1908) (Teleostei, Characidae) no Rio das Almas, São Paulo, Brasil. Estudos de Biologia. 32(76/81) www2.pucpr.br/reol/index.php/BS?dd1=5936&dd99=pdf.Último acesso em 18 de Jun. 2014

BOTELHO, M.L.L.A.; GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. 2007. Alimentação de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil. Braz. J. Biol., 67(4): 741-748. http://www.scielo.br/pdf/bjb/v67n4/21.pdf. Último acesso em 10/06/ 2014.

EMBRAPA. 2014.Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados climatológicos obtidos no município de Concórdia,SC, no mês de março de 2013. http://www.cnpsa.embrapa.br/meteor/.Último acesso em 23/06/2014.

FRITZ, E.S. 1974 Total diet comparison in fishes by Spearman rank correlation coefficients. Copeia,Lawrence, 1974: 210-214.GRUPO DE ESTUDOS E PESQUISA EM MEIO AMBIENTE – GEMA. Universidade do Contestado- UnC. Campus Concórdia. 2013.

HYSLOP, E.J.; 1980. Stomach contents analysis –a review of methods and their applications. J. Fish Biol., Southampton, 17: 411-429, In: LIMA-JÚNIOR, GOITEN; 2004. Diet and Feeding Activity of Pimelodus maculates (Osteichthyes, Pimelodidae) In The Piracicaba River (State of São Paulo, Brazil)- The Effect of Seazonality. B. Inst. Pesca 30(2):135-140. http://www.pesca.sp.gov.br/sumario30_2.htm Último Acesso em 06/03/2014.

LIMA-JUNIOR, S. E. & GOITEN, R.; 2001. A new method for the analysis of fish stomach contents. Acta Scientiarum. 23(2) 421-424.http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/2723Último acesso em 06/02/2014.

MAZZONI, R.; NERY, L.L.; IGLESIAS-RIOS I.; 2010. Ecologia e ontogenia da alimentação de *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) de um riacho costeiro do Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 10(3) http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/fullpaper?bn01010032010+pt. Último acesso 15/06/2014.

MAZZONI, R., IGLESIAS-RIOS, R. & SCHUBART, S.A. 2004. Longitudinal segregation of Astyanax janeiroensis in Rio Ubatiba: a Neotropical stream of south-east Brazil. Ecol. Freshw. Fish 13:231-234.

MENEZES, N. A.; 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Biodiversity in Brazil (BICUDO, C.E.M. & MENEZES, N.A. (Eds). CNPq, São Paulo, p. 289-295.

OLIVEIRA, E. F. & GOULART, E.; 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. Acta Scientaurum 22(2) 445-453. Disponível em: < http://www.periodicos.uem.br/ ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/2963/0>. Último acesso em 11/04/2014.

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 Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Editora Neotrópica.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCÓRDIA – Diagnóstico Atual de Saneamento. http://www.concordia.sc.gov.br/#!/tipo/ pagina/valor/97. Último acesso em 08/01/2014.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M. &HEISER, J.; B.;2003. A vida dos vertebrados. 3.ed. São Paulo: Atheneu.

RODRIGUES, R.R.F.; LEITÃO-FILHO, H.; LIMA, M. I. R., & KON, S.; (2000). Matas ciliares: conservação e recuperação. Edusp.

SABINO, J. & CASTRO, R.M.C.;1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). Rev. Bras. Biol., 50(1) 23-36.

SÚAREZ, Y.R. & LIMA-JÚNIOR., S.E.; 2009. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná.

ZAR, J.H. Biostatistical analysis. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 663p.

USO DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Cymbopogon nardus (L.)* NO CONTROLE DE PRAGAS VISANDO A REDUÇÃO DO USO DE AGROTÓXICOS

Luan P. Macagnan[1]
Michele R. R. Meneguzzo[2]
Natani Macagnan[3]
Leonardo Pandolfi[4]
Altemir J. Mossi[4]

RESUMO

O Brasil possui 4,8 milhões de estabelecimentos agropecuários e, desse total, 85,1% são de agricultores familiares, que respondem pela maior parte dos empregos no meio rural e por grande parte dos alimentos produzidos. Neste sentido, é fundamental a busca de uma agricultura familiar mais sustentável, sendo socialmente mais justa, economicamente viável e ambientalmente mais correta, além da produção de alimentos mais saudáveis para os consumidores. Atualmente, para o controle de pragas em grãos armazenados utilizam-se produtos sintéticos que causam poluição ambiental, intoxicação dos operadores e a permanência de resíduos nos alimentos. A presente proposta teve por objetivo realizar testes de atividade biológica (inseticida e repelente) com óleo essencial de *Cymbopogon nardus (L.)* para uso no controle de *Acanthocelides obtectus* em grãos de feijão, visando diminuir o uso de pesticidas e aumentar a sustentabilidade na agricultura. A planta de *Cymbopogon nardus (L.)* foi colhida e identificada. O óleo foi obtido através da hidrodestilação e a análise por Cromatografia Gasosa, onde foram identificados os compostos majoritários. O teste inseticida foi realizado em placas de Petri com três repetições para cada dose (5, 10, 20, 30, 50, 100 µL, e a testemunha 0 µL), sendo liberados 50 insetos em cada repetição. A atividade repelente foi realizada em arenas formadas por recipientes plásticos circulares com amostras de grãos de feijão impregnadas com óleo nas doses 5, 10, 20, 30, 50, 100 µL, e a testemunha (0 µL). Na arena central, sem produto, foram liberados 50 insetos. O teste foi realizado com três repetições. A Fórmula de Abbott foi utilizada para verificar a eficiência de cada tratamento. Os experimentos foram analisados por meio de análise de variância (Tukey, $p<0,05$). O óleo essencial extraído de *Cymbopogon nardus (L.)* apresentou efeito inseticida sobre *Acanthoscelides obtectus*. A mortalidade foi influenciada pela dose de óleo essencial testada, indicando que quanto maior foi a dose testada, maior foi a mortalidade dos indivíduos, independentemente do tempo a que ficaram expostos ao óleo. Com relação ao teste de repelência verificou-se que o tratamento para *Cymbopogon nardus (L.)* apresentou efeito de repelência sobre o *Acanthoscelides obtectus.*

Palavras-chave: Óleo essencial. Controle de pragas. *Acanthoscelides obtectus. Cymbopogon nardus (L.).* Defensivos agrícolas naturais.

INTRODUÇÃO

Para o controle de pragas em grãos armazenados existem poucos produtos registrados, junto ao MAPA e os mesmos causam um grande impacto sobre o meio ambiente, a qualidade dos alimentos, a saúde dos produtores, além de causar dependência destes produtores a compra dos insumos, diminuindo a renda da propriedade, especialmente na

[1] Universidade Federal da Fronteira Sul – *Campus* Erechim, Curso de Agronomia; Rua Castro Alves, nº 384, Erechim/RS; luan_paulomax@hotmail.com.
[2] Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Fitotecnia.
[3] Universidade Federal da Fronteira Sul – *Campus* Erechim, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.
[4] Universidade Federal da Fronteira Sul – *Campus* Erechim, Curso de Agronomia.

Agricultura Familiar. A busca de alternativas para estes produtores é de grande importância, especialmente no contexto em que a Universidade Federal da Fornteira Sul está inserida.

Neste sentido, segundo Guedes (1990), os principais agentes que causam perdas em produtos armazenados são microorganismos, insetos, ácaros, roedores, pássaros e a própria atividade metabólica do grão. No entanto, os insetos e fungos assumem particular importância pelo fato da massa de grãos prover um ambiente ideal para o seu desenvolvimento. Existem dois importantes grupos de insetos que atacam os grãos armazenados, sendo eles os besouros (Coleópteros) e as traças (Lepidópteros). Nos besouros encontramos as espécies mais importantes por causarem os maiores danos e justificarem a maior parte de controle preventivo. O *Acanthocelides obtectus* é praga mais destrutiva em grãos armazenados de feijão (GALLO et al., 2000).

Os agroquímicos são amplamente utilizados no controle de doenças e pragas na agricultura. Entretanto, estes insumos podem deixar resíduos tóxicos nos alimentos e no ambiente (ISMAN, 2000). Além disto, os insetos desenvolvem resistência a estes produtos e eles não terem mais o efeito desejado (BRENT e HOLLOMON, 1998; ROY e DUREJA, 1998). Por isto tem aumentado muito o interesse por pesquisas que busquem produtos alternativos, como extratos de plantas, óleos essenciais e metabólitos secundários (ISMAN, 2000; KORDALI et al., 2006).

A citronela (*Cymbopogon nardus*), é uma planta originada da Índia, sendo utilizada na Indonésia como chá calmante e digestivo. O gênero *Cymbopogon* pertence à família Poaceae, subfamília Panicoideae (CASTRO et al., 2007). O óleo essencial possui alto teor de geraniol e citronelal. Esse óleo apresenta atividade repelente a insetos e ação fungicida e bactericida. Ele é também utilizado na fabricação de perfumes e cosméticos (BILLERBECK et al., 2001; REIS et al., 2006; WONG et al., 2005). Hernandez-Lambraño (2015), observaram atividade inseticida do óleo essencial de plantas do gênero Cymbopogon sobre adultos de *Oryzaephilus surinamensis* (L.) e *Sitophilus zeamais* Motsch. Girão Filho et al. (2014), avaliando o potencial inseticida de pós vegetais de diversas espécies, observou que *Cymbopogon nardus* apresenta efeito repelente à *Zabrotes subfasciatus*, em feijão.

Na busca de alternativas para controle de pragas em grãos armazenados ainda existem muitas questões a serem discutidas e analisadas, especialmente sobre vantagens, desvantagens e limitações no uso de aleloquímicos e/ou produtos alternativos, bem como a comparação destes com os inseticidas químicos utilizados atualmente, questões fundamentais para qualidade dos alimentos, saúde com consumidor e sustentabilidade dos agroecossistemas. A

presente proposta tem por objetivo realizar testes de atividade biológica (inseticida e repelente) com óleo essencial de *Cymbopogon nardus (L.)*, para uso no controle de pragas em grãos armazenados.

MATERIAL E MÉTODOS

A planta selecionada para o devido projeto foi: *Cymbopogon nardus (L.)*. A coleta da planta foi no município de Maximiliano de Almeida/RS. Posteriormente, a planta foi identificada e seca a sombra até atingir peso constante. A extração do óleo essencial foi realizada em extrator do tipo Clevenger, pelo método de hidrodestilação. Após a quantificação, o óleo foi coletado e armazenado em freezer até o momento da análise cromatográfica. A análise dos compostos voláteis e semivoláteis dos óleos essenciais foram realizadas por cromatografia gasosa, acoplada à espectrometria de massas - CG-EM.

Os insetos (*Acanthocelides obtectus*) utilizados nos bioensaios, foram mantidos no Laboratório de Biotecnologia da UFFS – Campus de Erechim, sob condições adequadas de temperatura (25±2°C) e umidade relativa (65±10%), em vidros de boca larga com capacidade para 1 kg vedados com um tecido fino, contendo grãos de feijão, como substrato de alimentação.

Avaliação da atividade inseticida foi realizada com três repetições para cada concentração. Para este bioensaio foram utilizados recipientes circulares (7,9 cm de altura e 6,0 cm de diâmetro) com o fundo forrado por papel filtro impregnado com a concentração de óleo a ser testada. Sobre esta, foi colocada uma camada de pérolas de vidro e acima mais uma camada de papel filtro, evitando assim o contato direto dos insetos com o óleo essencial. As doses de óleo testadas foram de 5, 10, 20, 30, 50, 100 µL, e a testemunha (0 µL), sendo liberados 50 insetos adultos em cada recipiente. A mortalidade dos insetos foi verificada nos tempos 1, 4, 8, 12, 24, 48, 72, 92 e 120 horas de inoculação do óleo, segundo Procópio et al. (2003). Para os testes, foi utilizado um delineamento experimental casualizado com três repetições.

Para analisar a eficácia das concentrações do óleo essencial foi utilizada a fórmula de Abbot (1925) modificada, descrita a seguir:

$$M_c(\%) = \frac{[(\%M]_o - \%M_t)}{100 - \%M_o}$$

M_c = Mortalidade corrigida;

M_o = Mortalidade observada;

M_t = Mortalidade na testemunha.

Os dados foram analisados por meio de análise de variância. As médias dos tratamentos foram comparadas aplicando-se o teste de Tukey ($p<0,05$). A Fórmula de Abbott foi utilizada para verificar a eficiência de cada tratamento.

Os bioensaios realizados para avaliação da repelência do óleo essencial da espécie foram realizados em arenas formadas por sete recipientes circulares, sendo o recipiente central interligada simetricamente aos demais por tubos plásticos, dispostos diagonalmente (MAZZONETTO e VENDRAMIM, 2003). As concentrações de óleo testadas foram de 5, 10, 20, 30, 50, 100 µL, e a testemunha (0 µL). Amostras de grãos de feijão (30g) impregnadas com as doses de óleo, e foram colocadas nos recipientes plásticos. Em um dos recipientes foram colocadas apenas amostras de grãos de feijão (30g) sem óleo essencial (testemunha). No recipiente central foram liberados 50 adultos, não sexados e, após 24h o número de insetos mortos por recipiente foi contabilizado. A partir dos dados observados no teste foi aplicado o Índice de Preferência (I.P.), citado por Procópio et al. (2003) onde:

$$I.P. = \frac{\%\ de\ insetos\ na\ planta\ teste - \%\ de\ insetos\ na\ testemunha}{\%\ de\ insetos\ na\ planta\ teste + \%\ de\ insetos\ na\ testemunha}$$

I.P.: -1,00 a -0,10 = Planta teste repelente; -0,10 a +0,10 = Planta-teste neutra; +0,10 a +1,00 = Planta-teste atraente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os compostos majoritários encontrados para o óleo essencial de *Cymbopogon nardus (L.)*, foram citronellal (41,51%), citronellol (25,30%), geraniol (22,74%), D-limoneno (4,87%) e acetato de citronellol (1,59%).

O óleo essencial extraído de *Cymbopogon nardus (L.)* apresentou efeito inseticida sobre *Acanthoscelides obtectus*. Estudos realizados com o óleo desta planta indicam sua ação como inseticida, e de repelência contra mosquitos e moscas (BRITO, 2009), neste estudo percebeu-se também seu efeito sobre o *Acanthoscelides obtectus*. Além disso, a citronela pode provocar alterações fisiológicas de forma significativa em carunchos de feijão (REGNAULT-ROGER e HAMRAOUI, 1993 apud BRITO, 2009).

A mortalidade foi influenciada pela dose de óleo essencial testada, indicando que quanto maior foi a dose testada, maior foi a mortalidade dos indivíduos, independentemente do tempo a que ficaram expostos ao óleo (Tabela 1). De acordo com a Tabela 1, pode-se verificar a interação entre a dose do óleo essencial de citronela e o tempo de exposição,

apresentando mortalidade a partir de 8 horas de exposição, alcançando a mortalidade total na dose de 100 µL em 72 horas. A partir da dose de 10 µL, percebe-se uma mortalidade igual ou superior a 90%, incluindo todos os tempos testados, as quais diferiram estatisticamente entre si para os 9 tempos de exposição testados.

Lima Júnior (2011) realizou estudos com óleos essenciais e seus efeitos sobre *Acanthoscelides obtectus*. No caso do óleo de *Cymbopogon winterianus*, a mortalidade foi superior a 60% em 48 horas de tempo de exposição e na dose de 0,12 mL/L a mortalidade foi de 100%. A mortalidade de *A. obtectus* aumentou de 30% na dose de 0,04 mL/L para cerca de 90% na dose de 0,20 mL/L, indicando que o aumento da dose influenciou diretamente na mortalidade do caruncho.

Orlanda (2011) observou que o óleo de arruda *(Ruta graveolens Linneau)* se mostrou eficiente inseticida no controle de *Acanthoscelides obtectus* em grãos armazenados, com 100% de mortalidade em adultos com a concentração de 25 µL/20g de feijão. No estudo também se percebeu a influência do aumento da dose na mortalidade. O mesmo foi percebido no presente trabalho, quando houve um incremento de 76,66% de mortalidade na menor dose, até 100% na maior dose de óleo de *Cymbopogon nardus (L.)* em 120 horas de exposição. Além disso, observa-se também influência do tempo de exposição dos indivíduos ao óleo de *C. nardus (L.).* A mortalidade chegou a 100% em 72 horas de exposição nas doses de 50 µL e 100 µL.

Com relação ao teste de repelência verifica-se que o tratamento para *Cymbopogon nardus (L.)* apresentou efeito de repelência sobre o *Acanthoscelides obtectus* (Tabela 2). Segundo Procópio et al. (2003), resultados de IP entre -1,0 e -0,10 atribui efeito repelente ao óleo essencial testado. Os resultados obtidos demonstram o efeito repelente da citronela, assim como Mossi et al. (2014), encontraram para o óleo de *Baccharis trimera* no controle *Acanthoscelides obtectus* em grãos de feijão armazenados nas doses de 10, 20, 30, 50 e 100 µL. Mazzonetto e Vendramim (2003) avaliaram o efeito dos pós de 18 espécies vegetais sobre o comportamento e sobrevivência da praga *Acanthoscelides obtectus.* Destas 18 espécies testadas, as que apresentaram efeito repelente a espécie *A. obtectus* são C. *ambrosioides, E. citriodora, M. pulegium, R. graveolens, C. reticulata* e *C. sinensis, L. glyptocarpa.* Dentre essas os autores destacam *C. ambrosioides* e *C. sativum* como altamente tóxicas aos adultos.

Tabela 5- Efeito (médias de interação) do óleo essencial de Cymbopogon nardus (L.) sobre o Acanthoscelides obtectus em grãos de feijão armazenado, expressos em %.

Dose (µL)	**Tempo (horas) 1**	**4**	**8**	**12**	**24**	**48**	**72**	**96**	**120**
0	0,00 aD	0,00 dD	1,11 cD	5,55 dCD	13,33 dCD	22,22 dBC	36,66 dAB	46,66 cA	50,00 cA
5	3,33 aE	5,55 cdE	16,66 cE	36,66 cD	42,22 cCD	47,77 cCD	57,77 cBC	70,00 bAB	76,66 bA
10	3,33 aE	8,88 cdE	48,88 bD	48,88 cD	62,22 bCD	68,88 bBC	74,44 bABC	84,44 abAB	90,00 abA
20	3,33 aE	10,00 cdE	50,00 bD	66,66 bCD	80,00 aBC	84,44 abAB	90,00 abAB	92,22 aAB	98,88 aA
30	4,44 aD	30,00 abC	76,66 aB	83,33 aA	90,00 aAB	93,33 aAB	96,66 aA	96,66 aA	100,00 aA
50	3,33 aC	18,88 bcC	50,00 bB	83,33 aA	85,55 aA	95,55 aA	100,00 aA	100,00 aA	100,00 aA
100	13,33 aD	44,44 aC	71,11 aB	83,33 aAB	93,33 aA	98,88 aA	100,00 aA	100,00 aA	100,00 aA

*As médias seguidas pela mesma letra, maiúsculas para linhas e minúsculas para colunas, para cada espécie não diferem entre si pelo teste de Tukey (≤0,05). Valores corrigidos pela fórmula de Abbott (1925). CV% = 11,73.

Tabela 6 - Índices de repelência do óleo essencial de citronela sobre o *Acanthoscelides obtectus*, de acordo com os valores do Índice de Preferência (IP).

Dose (µL)	**I.P**
5	- 0,05
10	- 0,11
20	- 0,17
30	- 0,16
50	- 0,08
100	- 0,48
Média	**- 0,18**

*Espécie repelente de acordo com o Índice de Preferência.

Outros 13 óleos essenciais (*Apium graveolens, Citrus sinensis, Eucalyptus globulus, Juniperus oxycedrus, Laurus nobilis, Lavandula hybrida, Mentha microphylla, Mentha viridis, Ocimum basilicum, Origanum vulgare, Pistacia terebinthus, Rosmarinus officinalis,* e *Thuja orientalis*) foram testados para repelência para *A. obtectus* por Papachristos e Stamopoulos (2002) e apenas 3 (*T. orientalis, C. sinensis* e *P. terebinthus)* deles não apresentaram esse efeito sobre a espécie.

O óleo de citronela, assim como o pinheiro e eucalipto, é repelente a diversas espécies de insetos, moscas e mosquitos de importância médico-veterinária e pragas de importância agrícola (CASTRO, 2004). Hernandez-Lambraño et al. (2015) testaram 3 espécies do gênero *Cymbopogon (C. nardus, C. citratus e C. martinii)* em *Oryzaephilus surinamensis (L.)* e *Sitophilus zeamais. C. nardus* foi o repelente mais ativo contra os dois insetos. Pode-se dizer então que o óleo essencial estudado nesta pesquisa pode ser utilizado

em diferentes grãos armazenados para aumentar a proteção e reduzir o uso de inseticidas sintéticos (HERNANDEZ-LAMBRAÑO et al., 2015).

CONCLUSÕES

O óleo essencial extraído de *Cymbopogon nardus (L.)* apresentou efeito inseticida sobre a espécie *Acanthoscelides obtectus*. Além disso, o óleo também apresentou efeito repelente sobre o caruncho do feijão.

AGRADECIMENTOS

UFFS/Erechim. FAPERGS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, W. S. A method of computing the effectiveness of an inseticide**. Journal of Economic Entomology**, v. 18, n. 1, p. 265-267, 1925.

BILLERBECK, V. G.; ROQUES, C. G.; BESSIERE, J. M.; FONVIEILLE, J. L.; DARGENT, R. Effects of *Cymbopogon nardus (L.)* W. Watson essential oil on the growth and morphogenesis of *Aspergillus niger*. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 01, p. 9-17, 2001.

BRENT, K. J.; HOLLOMON, D. W. (1998) **Fungicide resistance: The assessment of risk. FRANC Monograph n. 2.** Brussels: Global Crop Protection Federation, 1998.

BRITO, A. R. S. **Extratos de *Cymbopogon nardus (L.)* Rendle sobre o parasitóide de ovos de *Thichogramma pretiosum* Riley (Hymenoptera: Trichogrammatidae).** 2009. 59 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal no Semiárido) - Universidade Federal de Montes Claros, Janaúba, MG, 2009.

CASTRO, D. P. **Atividade inseticida de óleos essenciais de *Achllea millefolium* e *Thymus vulgaris* sobre *Spodoptera frugiperda* e *Schizaphis graminum*.** 2004. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CASTRO, H. G.; BARBOSA, L. C. A.; LEAL, T. C. A. B.; SOUZA, C. M.; NAZARENO, A. C. Crescimento, teor e composição do óleo essencial de *Cymbopogon nardus* (L.). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v. 09, n. 4, p. 55-61, 2007.

GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S. **Manual de Entomologia Agrícola**. São Paulo: Agronômica Ceres, 3.ed., 2000.

GIRÃO FILHO, J. E.; ALCÂNTARA NETO, F.; PÁDUA, L. E. M.; PESSOA, E. F. Repelência e atividade inseticida de pós vegetais sobre *Zabrotes subfasciatus* Boheman em feijão-fava armazenado. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**. Botucatu, v.16, n.3, p.499-504, 2014.

GUEDES, R. N. C. Manejo Integrado Para a Proteção de Grãos Armazenados Contra Insetos. **Revista Brasileira de Armazenamento**. Viçosa, v. 15-16, n. 1-2, p. 3-47, 1990/1991.

HERNANDEZ-LAMBRAÑO, R.; PAJARO-CASTRO, N.; CABALLERO-GALLARDO, K.; STASHENKO, E.; OLIVERO-VERBEL, J. Essential oils from plants of the genus *Cymbopogon* as natural insecticides to control stored product pests. **Journal Of Stored Products Research**, v. 62, p.81-83, 2015.

ISMAN, M. B.; MACHIAL, C. M. Pesticides based on plant essential oils: from traditional practice to commercialization. In: RAI, M.; CARPINELLA, M. C. (Eds.). **Advances in Phytomedicine:** Naturally Occurring Bioactive Compounds. Elsevier Science, 2006, v. 3, p. 29–44.

KORDALI, S.; ASLAN I.; ÇALMASUR O.; CAKIR A. Toxicity of essential oils isolated from three Artemisia species and some of their major components to granary weevil, *Sitophilus granarius (L.)* (Coleoptera: Curculionidae). **Industrial Crops and Products**, v.23, p. 162–170, 2006.

LIMA JÚNIOR, A. F. **Efeito de Diferentes Extratos Vegetais no Controle de *Acanthoscelides obtectus* e *Sitophilus sp*.** 2011. 72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, GO, 2011.

MAZZONETTO, F.; VENDRAMIM. J. D. Efeito de pós de origem vegetal sobre *Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleptera: Bruchidae) em feijão armazenado. **Neotropical Entomology,** v. 32, n. 1, p, 145-149, 2003.

MOSSI, A. J.; SCARIOT, A. A.; REICHERT JUNIOR, F. W.; CAMPOS, A. C. T.; ECKER, S. L.; RADÜNZ, A. L.; RADÜNZ, L. L.; CANSIAN, R. L.; LAUXEN, F. R.; TREICHEL, H. Efeito repelente e inseticida de *Baccharis trimera (less) dc* no controle de insetos *(Acanthoscelides obtectus)* em grãos de feijão armazenados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 2014, Florianópolis Santa Catarina, Brasil. **Proceedings...** Florianópolis, 2014. Disponível em:< http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-1.amazonaws.com/chemicalengineeringproceedings/cobeq2014/0871-22994-149945.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2016.

ORLANDA, J. F. F. **Estudo da composição química e atividade biológica do óleo essencial de *Ruta graveolens Linneau* (Rutaceae).** 2011. 105 f. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 2011.

PAPACHRISTOS, D. P.; STAMOPOULOS, D. C. Repellent, toxic and reproduction inhibitory effects of essential oil vapours on *Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleoptera: Bruchidae). **Journal Of Stored Products Research**, v. 38, n. 2, p.117-128, 2002.

PROCÓPIO, S. O.; VENDRAMIN, J. D.; RIBEIRO JUNIOR, J. I.; SANTOS, J. B. Bioatividade de diversos pós de origem vegetal em relação *Sitophilus zeamais* MOST. (Coleoptera: Curculionidae). **Ciência e Agrotecnologia**, p.1231-1236. 2003.

REIS, G. G.; PEISINO, A. L.; ALBERTO, D. L.; MENDES, M. F.; CALÇADA, L. A. Estudo do efeito da secagem em convecção natural e forçada na composição do óleo essencial da citronela (*Cymbopogon nardus*). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais,** v. 8, n. 4, p. 47-55, 2006.

ROY, N. K.; DUREJA P. New ecofriendly pesticides for integrated pest management. **Pesticide World**, v. 3, p. 16-21, 1998.

WONG, K. K. Y.; SIGNAL, F. A.; CAMPION, S. H.; MOTION, R. L. Citronella as an insect repellent in food packaging. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 53, n. 11, p. 4633-4636, 2005.

ATRIBUTOS FUNCIONAIS DO COMPONENTE ARBÓREO REGENERANTE EM ZONAS RIPÁRIAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E IMPLANTADA

Cristhian S. Teixeira[1]
Ághata C. Artusi[2]
Marcelo Malysz[1]
Vanderlei S. Decian[1]
Tanise L. Sausen[1]

RESUMO

A região Sul do Brasil é caracterizada por uma paisagem predominante de uso antrópico. As modificações no uso e cobertura da terra tem afetado zonas ripárias, com uma crescente substituição da vegetação nativa pela implantação de espécies arbóreas exóticas, influenciando negativamente os serviços ecossistêmicos. Os atributos funcionais da vegetação arbórea de zonas ripárias caracterizadas pela presença de vegetação nativa e silvicultura foram avaliados em indivíduos arbóreos regenerantes, por meio da identificação da espécies e determinação dos atributos funcionais, textura da folha, persistência foliar, síndrome de dispersão, tolerância à sombra, grupo ecológico, área basal e altura média. Os resultados mostraram que as áreas de vegetação nativa apresentam maior diversidade do que as áreas de silvicultura. Contudo, não se verificou diferença entre riqueza e diversidade funcional, para os atributos funcionais avaliados. Estes resultados podem refletir a influência da matriz antrópica a qual as áreas de vegetação nativa estão submetidas.

Palavras-chave: Zona ripária. Riqueza funcional. Diversidade funcional. Uso e cobertura da terra. Serviço Ecossistêmico.

INTRODUÇÃO

Os fragmentos florestais da região Sul do Brasil são caracterizados pela transição entre a Floresta Subtropical do Alto Uruguai e a Floresta Ombrófila Mista (BERNARDI & BUDKE, 2010), possuem uma paisagem predominante de uso antrópico, com matriz agropecuária e a presença de fragmentos em diferentes intensidades de perturbação humana, associados principalmente com a expansão agrícola (DECIAN et al., 2009). Mudanças no uso e cobertura da terra são responsáveis por alterações na diversidade biológica (SALA et al., 2000), no clima (GASH et al., 1996) e nos ciclos biogeoquímicos e da água (MEIXNER & EUGSTER, 1999).

As principais formas de modificação no uso e cobertura da terra envolvem a conversão de florestas nativas em áreas agrícolas, pastagens e de plantações de espécies exóticas (HLADYZ et al., 2011; FERREIRA et al., 2015). Junk et al. *(*2000) inferem que áreas ripárias apresentam forte impacto de efeitos antrópicos, sobretudo pelo desmatamento e conversão em áreas agrícolas, devido à fertilidade do solo. A redução da riqueza, resultante destas perturbações antropogênicas, ameaçam os serviços ecossistêmicos por meio do declínio da

[1] Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Ecologia, Laboratório de Ecologia e Sistemática Vegetal, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim). cristhian.teixeira@gmail.com
[2] Acadêmica do Curso de Ciências Biológicas – Bacharelado, Laboratório de Ecologia e Sistemática Vegetal, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim).

funcionalidade dos ecossistemas (BUTCHART et al., 2010; CARDINALE et al., 2012; HOOPER et al., 2012).

Atributos funcionais, são definidos como qualquer característica mensurável a nível individual que indicam a forma como os organismos utilizam determinado recurso para seu desenvolvimento e sobrevivência (VIOLLE et al., 2007). A partir destes atributos, é possível calcular a diversidade funcional, que se refere ao valor e a amplitude dos atributos que influenciam no funcionamento do ecossistema (TILMAN, 2001). As variações nos atributos funcionais, podem apresentar correlações ecológicas importantes que ocorrem na comunidade (MISSIO et al., 2017). Ou seja, os atributos e consequentemente a riqueza e diversidade funcional, fornecem um indicativo da funcionalidade da comunidade ou ecossistema.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar se o componente arbóreo regenerante de zonas ripárias com vegetação nativa e com vegetação arbórea implantada apresentam diferenças na riqueza e diversidade funcional dos atributos selecionados.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido em zonas ripárias de áreas de drenagem de riachos de terceira ordem, da bacia hidrográfica do Rio Uruguai, na região do Alto Uruguai Gaúcho, Sul do Brasil. Foram selecionadas cinco áreas de drenagem, que continham os usos e cobertura da terra, vegetação nativa (VN) e vegetação arbórea implantada (VI). Estas áreas, foram selecionadas através de imagens do satélite Landsat 8, em períodos sem cobertura de nuvens, no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Em cada uso e cobertura da terra (VN e VI), foram instaladas 10 unidades amostrais (UA's) de 5 x 5 m, espaçadas 5 m entre si e distantes até 30 m do riacho. Nestas UA's foram amostrados e determinados todos os indivíduos com altura $\geq$ 0,30 m e perímetro a altura do peito (PAP) $\leq$ 15 cm, correspondentes ao componente arbóreo regenerante. Em todos os indivíduos amostrados, a altura foi estimada e o diâmetro a altura do solo (DAS) foi mensurado com uso de paquímetro. Posteriormente, os atributos funcionais, textura da folha (membranácea, cartácea ou coriácea), persistência foliar (perene ou decídua), síndrome de dispersão (zoocórica ou não), tolerância à sombra (tolerante ou não) e grupo ecológico (pioneira, secundária inicial ou secundária tardia. Os atributos funcionais foram definidos por meio de observações a campo e consultas à bibliografia específica (SOBRAL et al., 2006; LORENZZI, 1998; 2000, CORNELISSEN et al., 2013). A altura e a área basal foram determinadas para cada indivíduo e o valor médio foi utilizado para as análises.

Foram calculados o índice de diversidade de Shannon e o índice de equitabilidade de Pielou. Para análise da riqueza e diversidade funcional, foram excluídas as espécies que apresentaram menos do que cinco indivíduos amostrados nas UA's. Para diversidade funcional, utilizou-se a entropia quadrática de Rao, que incorpora tanto a abundância relativa das espécies quanto a medida de diferenças funcionais entre os pares de espécies (ZOLTÁN, 2005). A riqueza funcional é um componente complementar da diversidade de atributos, que representa a quantidade do espaço do atributo preenchido pela comunidade (VILLÉGER et al., 2008). Foram comparados os valores de diversidade funcional e riqueza funcional entre os tipos de vegetação através de ANOVA *one-way* e teste de Tukey *a posteriori*, para verificar as diferenças entre os tratamentos. As análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2013), utilizando as funções do pacote FD (LALIBERTÉ et al., 2014).

RESULTADOS

Foram amostrados um total de 2582 indivíduos, pertencentes a 71 espécies e 30 famílias (Tabela 1). A família mais representativa na área de vegetação nativa foi *Myrtaceae* (12), seguido de *Fabaceae* (7) e *Euphorbiaceae* (6), enquanto que, nas áreas de silvicultura foram *Sapindaceae* (5), *Myrtaceae* (5) e *Lauraceae* (5). As espécies mais abundantes nas áreas de vegetação nativa foram *Eugenia uniflora* (223), *Parapiptadenia rigida* (151) e *Cupania vernalis* (146). Nas áreas de silvicultura as espécies, *Parapiptadenia rigida* (95), *Hovenia dulcis* (75), *Ocotea puberula* (45) e *Cupania Vernalis* (45), foram as mais representativas.

As áreas com vegetação nativa, apresentaram maior diversidade de espécies do que as áreas de silvicultura, de acordo com o índice de diversidade de Shannon (Tabela 1). A riqueza (DF=1-8, F=0,355 e p=0,568) e diversidade funcional (DF=1-8, F=0,3265 e p=0,594) não apresentaram diferença entre os usos e cobertura de terra (Figura 1).

Tabela 1 - Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo regenerante de zonas ripárias com vegetação nativa ou silvicultura.

Parâmetros	Nativa	Silvicultura
Indivíduos	1897	688
Espécies	67	43
Famílias	29	18
Shannon (H')	3.381	3.092
Pielou (J)	0.807	0.827

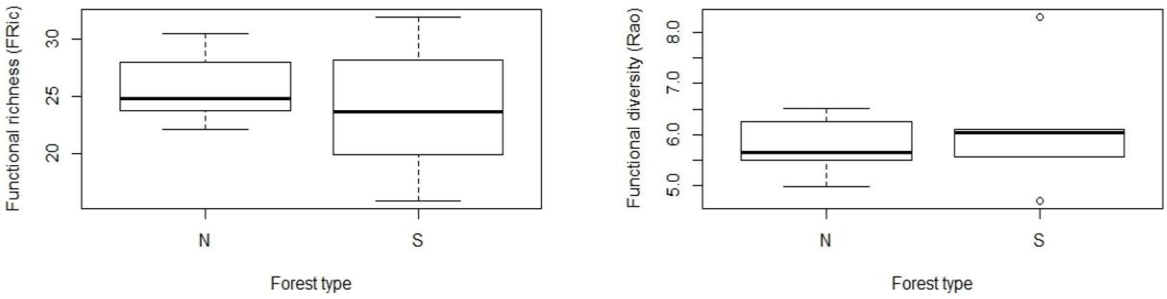


Figura 1 - Riqueza e diversidade funcional do componente arbóreo regenerante de zonas ripárias com áreas de vegetação nativa (N) e vegetação implantada (S).

DISCUSSÃO

Os resultados observados indicaram que o componente arbóreo regenerante das áreas de vegetação nativa é diferente das áreas de silvicultura, em termos de diversidade de espécies, evidenciado pelo Índice de Shannon. Porém, em termos de riqueza e diversidade funcional, as áreas não diferem. Este resultado, pode ser explicado devido à similaridade das espécies abundantes nas áreas de estudo, e, consequentemente, na similaridade dos atributos funcionais.

As espécies *E. uniflora, P. rigida, C. vernalis, H. dulcis e O. puberula,* apresentam em comum, as características funcionais, não tolerância a sombra, são secundárias iniciais e apresentam folhas perenes, com exceção de *H. dulcis*, que é considerada uma espécie pioneira e decídua. Estas espécies representaram 27% do total de indivíduos amostrados, nas áreas de vegetação nativa e 37% nas áreas de silvicultura. Assim, a abundância destas espécies nas áreas de estudo parece ser um fator determinante para a ausência de diferença entre riqueza e diversidade funcional.

A grande presença de espécies não tolerantes a sombra, pode ser explicada pelo fato das áreas localizarem-se próximas ao limite dos fragmentos, tanto na vegetação nativa, quanto na silvicultura. Oliveira & Felfili (2005) observaram que durante a sucessão florestal há o fechamento gradual do dossel, resultando em elevação da mortalidade de espécies que necessitam de luz e aumento de espécies tolerantes à sombra. A tolerância a sombra é um atributo que possui relação com a performance demográfica, crescimento e sobrevivência das plantas (AMEZTEGUI et al., 2016, WALTERS e REICH 1996; REICH et al., 1998). O atributo persistência foliar está associado à sazonalidade do clima e às propriedades físico-químicas do solo (GIVNISH, 1987), e pode ser relacionado com as estratégias de utilização

de nutrientes pelas plantas, sendo um indicativo das taxas de crescimento, eficiência de uso de nutrientes e decomposição da serapilheira (PÉREZ-HARGUINDEGUY, 2013).

Tendo em vista que as unidades amostrais compreendem fragmentos pequenos e encontrarem-se próximas a matrizes agrícolas ou estradas, este pode ser um fator determinante para os resultados observados e permite inferir que as áreas de vegetação nativa avaliadas neste estudo, podem estar sofrendo influência da matriz antrópica. De acordo com, Schaadt e Vibrans (2015), paisagens com maior cobertura florestal permitem a existência ou a sobrevivência de florestas mais bem conservadas e com menor influência da matriz no entorno.

A ausência de diferença para riqueza e diversidade funcional, pode ser encarada como um fator negativo, visto que as espécies regenerantes da vegetação nativa, em termos de funcionalidade, não diferiram das áreas de silvicultura. A antropização tem como consequência, além da disposição dos remanescentes florestais em fragmentos, a extinção de hábitats e espécies (SAUNDERS et al., 1991; TILMAN et al., 1994; LAURANCE e BIERREGAARD, 1997). Isto pode indicar, em fragmentos florestais de zonas ripárias, a perda de funções importantes desta comunidade vegetal e consequentemente, dos seus serviços ecossistêmicos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados observados, conclui-se que a diversidade de espécies é maior no componente arbóreo regenerante de zonas ripárias com áreas de vegetação nativa do que em áreas com silvicultura. Porém, para os atributos funcionais avaliados, não foram observadas diferenças em termos de riqueza e diversidade funcional. Isto pode ser explicado devido a influência da matriz antrópica a qual as áreas de vegetação nativa estão inseridas. Todavia, é importante destacar que são necessários mais estudos para avaliar as diferenças entre a funcionalidade de áreas de vegetação nativa e de vegetação arbórea implantada. Incluindo outros atributos funcionais, que possam elucidar de maneira mais clara as diferenças na funcionalidade entre os diferentes usos da terra.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da URI - Erechim pelo apoio financeiro e estrutura física para a realização do trabalho, a FAPERGS pela bolsa de Iniciação Científica concedida a A.C. Artusi e a todos os proprietários das áreas de estudo que permitiram a realização da coleta de dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMEZTEGUI, A., PAQUETTE, A., SHIPLEY, B., HEYM, M., MESSIER, C., GRAVEL, D. Shade tolerance and the functional trait: demography relationship in temperate and boreal forests. **Functional Ecology**, 31, 821–830, 2017.

BERNARDI, S. & BUDKE, J. C. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. **Revista Floresta**, v.40, p.81-82, 2010.

BOYERO, L., PEARSON, R.G., DUDGEON, D., FERREIRA, V., GRAÇA, M.A.S., GESSNER, M.O., BOULTON, A.J., CHAUVET, E., YULE, C.M., ALBARIÑO, R.J., RAMÍREZ, A., HELSON, J.E., CALLISTO, M., ARUNACHALAN, M., CHARÁ, J., FIGEROA, R., MATHOOKO, J.M., GONÇALVES, J.F., MORETTI, M.S., CHARÁ-SERNA, A.M., DAVIES, J.N., ENCALADA, A.; LAMOTHE, S., BURIA, L.M., CASTELA, J., CORNEJO, A., LI, A.O.Y., M'ERIMBA, C., VILLANUEVA, V.D., ZÚNIGA, M.D., SWAN, C.M., BARMUTA, L.A. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Glob. Ecol.Biogeogr**. 21, 134-141, 2012.

BUTCHART, S.H.M., WALPOLE, M., COLLEN, B. ET AL. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, 328, 1164–1168, 2010.

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. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, 486, 59–67, 2012.

CONTI, G.; KOWALJOW, F.; BAPTIST, F.; RUMPEL, C.; CUCHIETTI, A.; PÉREZ HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S. Altered soil carbon dynamics under different land-use regimes in subtropical seasonally-dry forests of central Argentina. **Plant Soil**, doi: 10.1007/s11104-016-2816-2, 2016.

CORNELISSEN, J. H. C. et al. Handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 51, n. 4, p. 335-380, 2003.

DECIAN, V.; ZANIN, E. M.; HENKE, C.; QUADROS, F. R.; FERRARI, C. A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de um banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v. 33, n. 121, p. 165-176, 2009.

DECIAN, V.; ZANIN, E. M.; HENKE, C.; QUADROS, F. R.; FERRARI, C. A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de um banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v. 33, n. 121, p. 165-176, 2009.

FERREIRA, V., KORICHEVA, J., POZO, J., GRAÇA, M.A.S. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest Ecol. Manag.** 364, 27-38, 2016.

FERREIRA, V.; LARRAÑAGA, A.; GULIS, V.; BASAGUREN, A.; ELOSEGI, A.; GRAÇA, M. A. S.; POZO, J. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**, v.335, p. 129-138, 2015.

GASH, J.H.C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, M.J.; VICTORIA, R.L. Amazonian deforestation and Climate. **Wiley and Sons**, New York, USA. 612p., 1996.

GIVNISH, T. J. Comparative studies of leaf form: assessing the relative roles of selective pressures and phylogenetic constraits. **New phytologist**, Hoboken, v. 106, n. s1, p. 131-160, 1987.

HOOPER, D.U., ADAIR, E.C., CARDINALE, B.J., BYRNES, J.E.K., HUNGATE, B.A., MATULICH, K.L., GONZALEZ, A., DUFFY, J.E., GAMFELDT, L. & O'CONNOR, M.I. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature, 486, 105–108, 2012.

HLADYZ, S.; ÅBJÖRNSSON, K.; CARISS, H.; CHAUVET, E.; DOBSON, M.; ELOSEGI, A.; FERREIRA, V.; FLEITUCH, T.; GESSNER, M. O.; GILLER, P. S.; GULIS, V.; HUTTON, S. A.; LACOURSIERE, J. O.; LAMOTHE, S.; LECERF, A.; MALMQVIST, B.; MCKIE, B. G.; NISTORESCU, M.; PREDA, E.; RIIPNEN, M. P.; RISNOVEANU, G.; SCHINDLER, M.; TIEGS, S. D.; VOUGHT, L.; WOODWARD, B. M. G. Stream ecosystem functioning in an agriculture landscape: the importance of terrestrial–aquatic linkages. **Advances in Ecological Researches**, v.44, p.211-276, 2011.

JUNK, W.J.; OHLY, J.J.; PIEDADE, M.T.F.; SOARES, M.G.M. 2000. **The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management.** Backhuys Publishers, Leiden, 590 p., 2000.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., B., SHIPLEY. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.** Package version 1.0-12, 2014.

LAURANCE & BIERREGAARD J. Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. **Chicago University Press**. 616, 1997.

LORENZZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2. Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1998. V. 1, 368 p.

LORENZZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3. Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. V. 2, 352 p.

MEIXNER, F.X.; EUGSTER, W. Effects of landscape pattern and topography in emissions an transport. In Tenhunen, J.D. and Kabat, P. Eds. Integrating hydrology, ecosystem dinamics, and biogeochemistry in complex landscapes. **Wiley and Sons**, New York. p. 147- 175, 1999.

MISSIO, F. F., SILVA, A. N., HIGUCHI, P., LONGHI, J.S., BRAND, M.A., RIOS, P.D., ROSA, A. D., BUZZI, F.J, BENTO, M. D., GONÇALVES, D. A., LOEBENS, R., PSCHEIDT, F. Atributos funcionais de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages - sc. **Ciência Florestal,** v. 27(1), p. 215-224, 2017.

OLIVEIRA, Elaina Carvalho Lemos de; FELFILI, Jeanine Maria. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, São Paulo , v. 19, n. 4, p. 801-811, 2005.

PÉREZ-HARGUINDEGY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant funcional tratis worldwide. **Australian Journal of Botany**, Canberra, v. 61, n. 3, p. 167-234, 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing [Internet].** Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: http://www.R-project.org, 2012.

REICH, P.B., TJOELKER, M.G., WALTERS, M.B., VANDERKLEIN, D.W. & BUSCHENA, C. Close association of RGR, leaf and root morphology, seed mass and shade tolerance in seedlings of nine boreal tree species grown in high and low light. **Functional Ecology**, 12, 327–338, 1998.

SALAS, W. A.; DUCEY, M. J.; RIGNOT, E.; SKOLE, D. Assessment of JERS-1 SAR for monitoring secondary vegetation in Amazonia: I. Spatial and temporal variability in backscatter across a chrono-sequence of secondary vegetation stands in Rondônia. **International Journal of Remote Sensing**, 23(7): 1357-1379, 2002.

SAUNDERS, D.A., HOBBS, R., J., MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, 5:18-32, 1991.

SCHAADT, S, S; VIBRANS, A, C. O Uso da Terra no Entorno de Fragmentos Florestais Influencia a sua Composição e Estrutura. **Floresta Ambient.** Seropédica, v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J. & RODRIGUES, R.S. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul**. RiMA/Novo Ambiente, 2006.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and eficiente practices**. Proceedings of the Nacional Academy of Sciences**, p.5995-6000, 2009.

TILMAN, D. 2001. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, 10(1), p. 109-120, 2001.

VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, 89(8), 2290-2301, 2008.

VIOLLE, C., NAVAS, M., VILE, D., KAZAKOU, E., & FORTUNEL, C. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, 116(5), 882– 892, 2007.

WALTERS, M.B. & REICH, P.B. Are shade tolerance, survival and growth linked? Low light and nitrogen effects on hardwood seedlings. **Ecology**, 77, 841–853, 1996.

ZOLTÁN, B. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based in multiple traits. **Journal of Vegetation Science**. 16, p. 533-540, 2005.

CONCENTRAÇÃO DE CROMO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL

Mariana N. Menegat[1]
Rayana C. Picoloto[2]
Rafael C. Loureiro[3]
Rozane M. Restello[4]
Luiz U. Hepp[2]

RESUMO

A entrada de metais pesados no ambiente aquático é decorrente da remoção da vegetação ripária. O aporte de metais nestes ambientes afeta a qualidade da água e a biodiversidade aquática. Os metais podem ser bioacumulados pelos invertebrados aquáticos e por diferentes fontes de carbono para a cadeia trófica (por ex. biofilme e detrito). O objetivo deste estudo foi verificar a capacidade de absorção do metal Cromo (Cr) pelo biofilme e avaliar a transferência deste metal para invertebrados raspadores e predadores. O estudo foi realizado em seis riachos localizados na região norte do Rio Grande do Sul. Nestes riachos foram coletadas amostras de biofilme e invertebrados aquáticos. A determinação de Cr foi realizada por meio de espectrofotometria de absorção atômica com o método de chama. A concentração média de Cr no biofilme foi de 5,86±4,27 µg/g. Os raspadores bioacumularam as maiores concentrações do metal Cr (6,48±6,9) comparado aos predadores (0,44±0,30). Devido ao alto potencial de absorção de Cr, o biofilme pode ser utilizado como biorremediador. Os organismos raspadores podem ser bons indicadores de contaminação da água uma vez que bioacumlaram mais Cr do que os predadores.

Palavras-chave: Metais pesados. Contaminação. Vegetação ripária. Impacto antrópico.

INTRODUÇÃO

A vegetação ripária é responsável pela absorção de produtos tóxicos oriundos de atividades antrópicas que ocorrem nas áreas adjacentes aos corpos hídricos (HAUS et al., 2007; DU et al., 2008). A remoção da vegetação ripária e o uso de agroquímicos contendo concentrações elevadas de metais, causam impactos como a perda da qualidade da água e da biodiversidade aquática nos corpos hídricos (CORBI et al., 2006). Os metais podem ser tóxicos no ambiente aquático (ROGEL et al., 2004). A toxicidade dos metais pode acarretar em problemas para as comunidades aquáticas, relacionados com a redução na riqueza, deformidades morfológicas e redução da fecundidade e sobrevivência (COURTNEY e CLEMENTS 2002; ZHU et al., 2015). Além disso quando introduzidos na cadeia alimentar

[1] Acadêmica do Curso de Ciencias Biológicas – Bacharelado, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim), Avenida Sete de Setembro 1621, Erechim, Rio Grande do Sul, Brasil. marianamenegat@outlook.com
[2] Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Ecologia, Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas.
[3] Programa de Pós-Graduação em Ambientes Aquáticos Continentais- PPGBAC- Universidade Federal do Rio Grande-FURG
[4] Laborátorio de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas.

em níveis tóxicos podem prejudicar a saúde humana a longo prazo (TAHAR e KELTOUM 2011; MAHLANGENI et al., 2016).

O Cromo (Cr) é um metal não essencial por não possuir função no metabolismo dos organismos (ESTEVES, 2011). O Cr é utilizado nas indústrias metalúrgicas, na fabricação de tijolos, na indústria de curtimento de couro e fabricação de corantes, sendo estas últimas as principais fontes poluentes deste metal (PENDIAS e MUKHERJEE, 2007). Além disso, os fertilizantes e pesticidas utilizados na agricultura contêm altas concentrações de metais, dentre estes o Cr (ATAFAR et al., 2010; PENDIAS e MUKHERJEE, 2007).

No ambiente aquático os metais ligam-se facilmente com o material orgânico, como o biofilme (ANCION et al., 2013). Uma vez acumulados no biofilme, os metais podem ser transferidos para os invertebrados aquáticos pelas rotas alimentares (FARAG et al., 1998). O biofilme abriga diversas espécies de organismos aeróbicos e anaeróbicos permitindo uma complementação metabólica e sobrevivência na presença de nutrientes variados (VON CANSTEIN et al., 2002; BOLES et al., 2004).

A classificação dos grupos tróficos funcionais (GTF) baseia-se na morfologia e comportamento que permite adquirir determinado alimento (CUMMINS, 2016). Dentre os principais GTF, estão os raspadores (herbívoros) e os predadores (CUMMINS, 1973). Para os invertebrados aquáticos, a exposição ao metal ocorre principalmente atraves da alimentação (MAGALHÃES et al., 2015). Para invertebrados raspadores, a principal fonte de alimentação inicia-se pelo biofilme. Estudos realizados com larvas de Odonata (CORBI, 2010), verificarem que estes organismos predadores atuam como bons indicadores de contaminação por metais, provavelmente oriundos do processo de biomagnificação.

Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi verificar a capacidade de absorção do metal Cromo (Cr) pelo biofilme e a transferência para os invertebrados aquáticos raspadores e predadores.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na região norte do Rio Grande do Sul. A região situa-se a aproximadamente 768 m a.n.m., apresentando temperatura média anual de 17±1ºC e precipitação anual que varia entre 1900 e 2200 mm. Estas características fazem com que o clima da região seja caracterizado como subtropical do tipo temperado (tipo Cfb de Köppen) (ALVARES et al., 2013). A região faz parte do Domínio Mata Atlântica e a vegetação é constituída por um misto de Floresta Subtropical, composta por espécies com distribuição

tropical-subtropical do Alto Uruguai e Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015).

O biofilme e os invertebrados aquáticos foram coletados em seis riachos de pequena ordem (<3ª ordem). O biofilme foi coletado com auxílio de uma espátula para raspagem das pedras. Os invertebrados aquáticos foram coletados com auxílio de um amostrador Surber (malha de 250 µm e área de 0,09 m²). Em laboratório os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível e em seguida foram separados por grupos tróficos funcionais, considerando raspadores e predadores, de acordo com o proposto por Tomanova (2006) e Merritt e Cummins (1996).

Para análise dos metais no biofilme e nos organismos, estes foram pesados (~0,3 g) e transferidos para um tubo de ensaio onde foi adicionado cacos de porcelana e uma solução de NHO_3 e H_2O_2 (4:1). O material foi aquecido em um tubo digestor a 150ºC/30 min, até as amostras tornarem-se límpidas. Posteriormente, foram filtradas e transferidas para um balão volumétrico de 10 mL. O volume total foi aferido com água de MilliQ A determinação do metal Cr foi realizada por meio de espectrofotometria de absorção atômica com o método de chama.

Para análise dos dados, inicialmente as concentrações de Cr no biofilme e nos organismos foram transformadas em log (x+1). Para avaliar a diferença da acumulação de cromo no biofilme, raspadores e predadores realizou-se *oneway* ANOVA, com teste de Tukey *a posteriori.* As análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2013).

RESULTADOS

Observou-se diferença significativa entre a concentração de cromo nos tratamentos. Os organismos raspadores apresentaram as maiores concentrações de Cr (Figura 1), diferindo em relação aos predadores ($p<0,001$) e ao biofilme ($p<0,001$) (Figura 1). Contudo, as concentrações não diferiram significativamente entre biofilme e predadores ($p=0,27$).

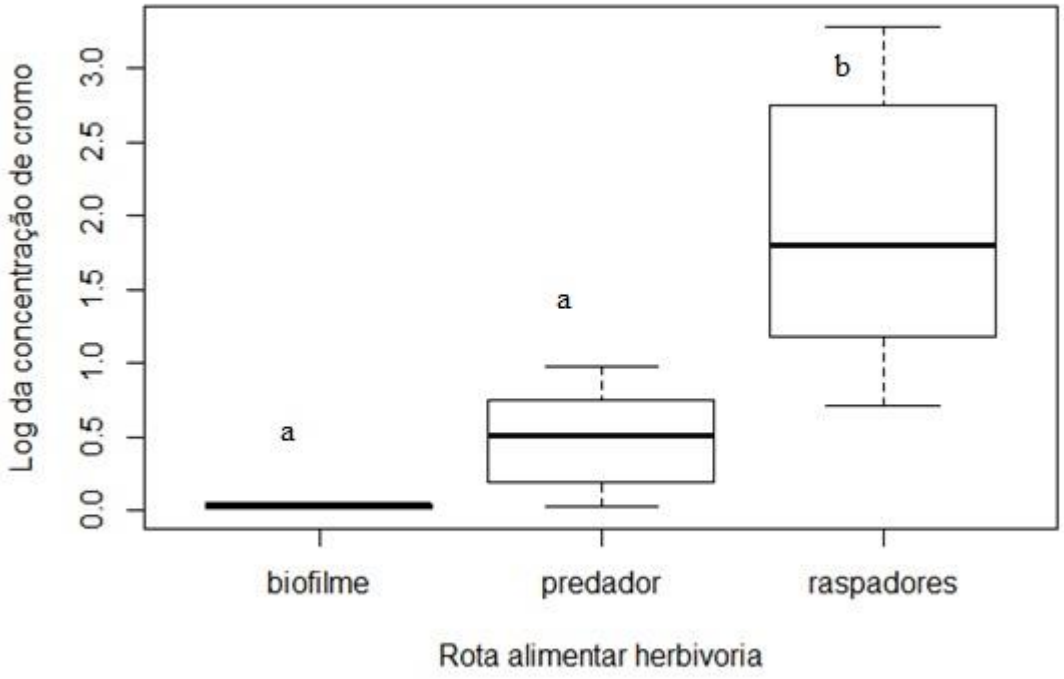


Figura 1 - Blox-plot da concentração de Cromo no biofilme, predadores e raspadores. Letras diferentes significam diferenças entre os tratamentos.

DISCUSSÃO

Os organismos raspadores acumularam as maiores concentrações de Cr do que os organismos predadores e o biofilme. Apesar de a alimentação ser uma das principais fontes de contaminação por metais (MAGALHÃES et al., 2015; WANG, 2013), neste estudo, a acumulação do metal Cr foi verificada apenas no primeiro nível trófico. Com base nos hábitos alimentares, algumas espécies de invertebrados aquáticos podem acumular mais metais do que outras (POURANG, 1996). O biofilme é a principal fonte de alimento para os invertebrados aquáticos raspadores (COLLINS et al., 2015). Por este motivo, os raspadores bioacumularam maiores concentrações de Cr do que os predadores.

Em estudo realizado por Corbi et al. (2010) mostraram que quando a contaminação dos sedimentos era alta, os insetos apresentavam alta concentração de metais. No presente estudo, a alta concentração de metal nos raspadores está associada com a alta concentração do mesmo metal no biofilme. A partir desses resultados podemos considerar os organismos raspadores indicadores de contaminação do ambiente aquático pelo metal Cr.

O biofilme retém partículas em suspensão apresentando alta capacidade de acumular metais (ANCION et al., 2013). O biofilme é comumente empregado em muitos processos de tratamento de águas residuais (LION, 2009). Este pode ser considerado um agente biológico eficaz para a biorremediação, podendo ser adequado para o tratamento de compostos devido à sua elevada biomassa microbiana e capacidade de imobilização de compostos (SINGH et al., 2006). Diante dos resultados obtidos neste estudo, podemos indicar o biofilme como sendo um bom agente para ser utilizado na biorremediação.

Para invertebrados aquáticos predadores a alimentação é a principal via de exposição ao metal (MAGALHÃES et al., 2015), dado que estes se alimentam também de outros invertebrados aquáticos. A biomagnificação refere-se ao acúmulo de metais nos organismos por intermédio da cadeia alimentar, dessa forma, as concentrações de metais aumentam ao longo dos níveis tróficos (QU et al., 2010; CORBI et al., 2010). Neste estudo, predadores tiveram baixas concentrações do metal Cr, evidenciando que não houve biomagnificação em relação a Cr.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados expostos, pode-se observar que devido ao alto potencial de bioacumulação do biofilme, este pode ser utilizado como biorremediador. Os raspadores bioacumularam mais Cr do que os predadores, porque estes se alimentam principalmente de biofilme. Sendo assim, os raspadores podem ser indicadores de contaminação dos riachos por metais.

AGRADECIMENTOS

MNM agradece a FAPERGS pela concessão da bolsa, a URI Erechim e aos membros do Laboratório de Biomonitoramento pelo apoio e ajuda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift,** v. 22, p. 711–728, 2013.

ANCION P.Y.; LEAR G.; DOPHEIDE A.; LEWIS G. D. Metal concentrations in stream biofilm and sediments and their potential to explain biofilm microbial community structure. **Environmental Pollution**, v. 173, p. 117-124, 2013.

ATAFAR, Z.; MESDAGHINIA, A.; NOURI, J.; HOMAEE, M.; YUNESIAN, M.; AHMADIMOGHADDAM, M.; MAHVI, A.H. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 160, n. 1, p. 83–89, 2010.

BOLES, B. R.; THOENDEL, M.; SINGH, P. K. Self-generated diversity produces "insurance effects" in biofilm communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 47, p. 16630-16635, 2004.

COLLINS, S.M., KOHLER, T.J., THOMAS, S.A., FETZER, W.W., FLECKER, A.S. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. **OIKOS**, v. 125, p. 674-685, 2015.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Environmental diagnostic of metals and organochlorinated compounds in streams near sugar cane plantations activity (São Paulo state, Brazil). **Quimica Nova**, v. 29, 2006.

CORBI, J.J.; FROEHLICH, C.G. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 644-648, 2010.

CUMMINS, K. W. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 235-241, 2016.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, p. 183-206, 1973.

DU, J. Z. et al. 100 years of sediment history of heavy metals in Daya Bay, China. **Water, air, and soil pollution**, v. 190, n. 1-4, p. 343-351, 2008.

ESTEVES, F. A.; **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FARAG A. M., WOODWARD D. F., GOLDSTEIN J.N., BRUMBAUGH W.G., MEYER J.S. Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur Alene River Basin, Idaho. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 34, p. 119-127, 1998.

HAUS, N. et al. Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments and biota. **Chemosphere**, v. 66, n. 4, p. 619-629, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace Elements from Soil to Human**. Berlin. Springer-Verlag. 2007.

LION L. W.; SHULER L. M.; HSIEH M.; GHIORSE C. W.; CORPE A. W.; Trace metal interactions with microbial biofilms in natural and engineered systems. **Critical Reviews in Environmental Control**, p. 273-306, 2009.

MAGALHÃES, D.P.; MARQUES, M.R.C.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters**. Environmental Chemistry Letters**, v. 13, p. 69-87, 2015.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 1996.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. C. BUDKE, J. A. JARENKOW, P. V. EISENLOHR e D. R. M. NEVES. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, p. 1-23. 2015.

POURANG, N. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. **Hydrobiologia**, v. 331, n. 1, p. 53-61, 1996.

QU, X.; WU, N.; TANG, T.; CAI, Q.; PARK, Y.S. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology.** v. 46, p. 291-302. 2010.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing [Internet].** Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: http://www.R-project.org, 2012.

ROGEL, J.A.; APARICIO, M.J.R.; INIESTA, M.J.D., LOZANO, R.A. Metals and soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of Mar Menor Lagoon, SE Spain. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 13, n. 3b, p. 274-278, 2004.

SINGH R.; PAUL D.; JAIN K. R. Biofilms: implication in bioremediation. **Trends in Microbiology**, v. 14, p. 389-397, 2006.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 251-264, 2006.

VON CANSTEIN, H.; KELLY, S.; LI, Y.; WAGNER-DÖBLER, I. Harald et al. Species diversity improves the efficiency of mercury-reducing biofilms under changing environmental conditions. **Applied and environmental microbiology**, v. 68, n. 6, p. 2829-2837, 2002.

WANG W. X. Prediction of metal toxicity in aquatic organisms. ***Chinese Science Bulletin,*** *v. 58, p. 194-202, 2013.*

ZHU, F.; QU, L.; FAN, W.; WANG, A.; HAO, H.; LI, Z.; YAO, S. Study on heavy metal levels and its health risk assessment in some edible fishes from Nansi Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 1-13, 2015.

DIVERSIDADE DE ANUROFAUNA NA ESEC DE ARACURI

Poliana louzada[1]
Natalia de Maman[1]
Thalyta Nesello[1]
Sabrina Munaron Albani[1]
Joarez Venancio[2]
Jorge Reppold Marinho[2]

RESUMO

Os anuros abrangem ambientes terrestres úmidos, porém necessitam do ambiente aquático para reprodução. A sua distribuição geográfica é influenciada pela temperatura, bem como a ação do homem na perda de habitat nativo, deste modo interferindo nas funções fisiológicas dos anfíbios, como a vocalização. O objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade de anuros encontrados em diferentes locais na Estação Ecológica de Aracuri, localizada no município de Muitos Capões – RS, levando em consideração a época reprodutiva e a temperatura. Foram utilizados métodos do censo de visualização e visão, identificando as espécies por observação direta dos animais e pelas vocalizações emitidas pelos machos. A coleta dos dados obteve-se nos dias 21, 22 e 23 de abril de 2017, registrando 10 espécies de anuros, pertencentes aos gêneros *Leptodactylus* (3 spp), *Scinax* (2 spp), *Hypsiboas* (2 spp), *Physalaemus* (2 spp) e *Dendropsophus* (1 sp.), havendo maior abundância para espécie *Hypsiboas leptolineatus*, com 12 indivíduos. Apesar da influência da temperatura e a época do trabalho, houve valores significativos para a abundância de espécies encontradas na estação ecológica, que contribui para a mesma como primeiro trabalho desenvolvido.

Palavras-chave: Estação Ecológica. Censo de visualização e visão. Abundância. Temperatura. Vocalização.

INTRODUÇÃO

No Brasil ocorrem 946 espécies de anfíbios (SEGALLA et al. 2012), sendo apontado como o país que abriga maior número de espécies. No Rio Grande do Sul, têm-se registros de 92 espécies de anfíbios (HERPETOLOGIA UFRGS 2010; MACHADO e MALTCHIK 2007; COLOMBO et al. 2007; ZANELLA et al. 2007; ROSSET 2008; IOP et al. 2010), o que corresponde cerca de 10% das espécies encontradas no Brasil (LOEBMANN 2005). Abordagens sobre comunidade de anuros no Brasil estão, de forma geral, concentrados na região Sudeste do país (ROSSA-FERES et al. 2011). Os anuros estão distribuídos em ambientes terrestres úmidos, mas precisam do ambiente aquático para reprodução. Porém a distribuição geográfica das espécies de anfíbios é amplamente afetada pela temperatura (CASSEMIRO et al. 2012), como também pela ação do homem. Em consequência disso, os anuros acabam perdendo seu habitat com vegetação nativa, afetando seu desempenho fisiológico interferindo na vocalização das espécies.

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim, RS.poli_louzada@hotmail.com
[2] Laboratório de EcoFauna, Departamento de Ciências Biológicas, URI – Erechim.

A Mata Atlântica e seus ecossistemas associados, incluindo a Estação Ecológica de Aracuri, apresentam apenas 8% da área do bioma com características bióticas originais (MMA/SBF, 2000). Apesar da devastação a que foi submetido, abriga ainda altíssimos níveis de riqueza biológica e de endemismos, figurando um dos 25 *hotspots* mundiais (MYERS et al. 2000). Mais de 80 espécies de anfíbios anuros são endêmicas, podendo incluir famílias inteiras, como é o caso dos sapos da família Brachycephalidae (MMA/SBF, 2000). Declínios dramáticos de anfíbios anuros têm sido documentados em diferentes partes do mundo, sendo que os primeiros declínios reportados foram para espécies de riachos da Mata Atlântica (HEYER et al. 1988). Os milhões de hectares de formações florestais com *Araucaria angustifolia*, característica da Mata Atlântica da Região Sul, foram reduzidos a cerca de 2-4% da cobertura florestal original. A redução da cobertura florestal e a possibilidade de extinção de espécies vegetais resultam no isolamento de fragmentos florestais, com alterações nas densidades populacionais e na estrutura das comunidades animais.

O presente estudo teve por objetivo, avaliar a diversidade de anuros encontrados em diferentes locais na estação ecológica, levando em consideração a época reprodutiva e a temperatura.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A estação ecológica de Aracuri é uma unidade de conservação, de proteção integral (SNUC Lei nº 9.985 / 2000), localizada no município de Muitos Capões - RS, possuindo uma área total de aproximadamente 276 ha. O plano de manejo desta Unidade de Conservação (UC), envolve medidas de conservação da fauna e flora, de recursos naturais existentes, conta com grupos de apoio de uso sustentável e proteção integral da estação. A UC encontra-se inserida no bioma Mata Atlântica, composta pela formação florestal de Floresta Ombrófila Mista, marcada pela presença da árvore típica do estado, a Araucária (*Araucaria angustifolia*).

Amostragem

Para o registro de espécies foi utilizado o método do censo de visualização (VES - *visual encounter survey*), que consiste na realização de deslocamentos aleatórios nos pontos de amostragem, dando preferência aos possíveis microhabitats, com o auxílio de lanterna, e o método do censo de audição (AST - *audio strip transects*) (HEYER et al. 1994), dois métodos considerados complementares (CRUMP & SCOTT 1994; ZIMMERMAN, 1994) durante a

noite (18:00-24:00 horas) entre os dias 21, 22 e 23 de abril de 2017. Esses registros, realizados com auxílio de um gravador adequado, permitiram determinar as espécies em vocalização.

As identificações das espécies foram realizadas a partir da observação direta dos animais e das vocalizações emitidas pelos machos (devido à vocalização e à concentração nos locais de reprodução, os machos dos anuros são observados com maior frequência do que as fêmeas). Foram feitas fotografias dos animais encontrados para auxiliar na identificação.

Analise dos dados

As análises foram obtidas pelo teste t, *posteriori* aplicado Shannon H para verificar se há diversidade de espécies, com nível de significância de $p \leq 0.05$, através do ambiente estatístico Past 3.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registradas 10 espécies de anuros, pertencentes aos gêneros *Leptodactylus* (3 spp), *Scinax* (2 spp), *Hypsiboas* (2 spp), *Physalaemus* (2 spp) e *Dendropsophus* (1 sp.). Esses gêneros são distribuídos em 2 famílias de anuros (Leptodactylidae e Hylidae), ambas com 5 espécies registradas (Tabela 1).

Tabela 1 - Espécies encontradas na área de estudo da ESEC de Aracuri, Muitos Capões –RS.

Espécie	Dia 21/04	Dia 22/04	Dia 23/04	Total	Transição	Açude	Banhado	Total
Physalaemus cuvieri	1	0	0	1	1	0	0	1
Hypsiboas pulchellus	6	6	5	17	0	12	5	17
Leptodactylus latrans	1	2	1	4	1	2	1	4
Leptodactylus fuscus	2	0	2	4	0	2	2	4
Scinax fuscovarius	1	0	0	1	0	1	0	1
Dendropsophus minutus	1	0	0	1	0	1	0	1
Physalaemus gracilis	1	0	0	1	1	0	0	1
Hypsiboas leptolineatus	0	12	9	21	0	0	21	21
Leptodactylus gracilis	0	0	1	1	0	0	1	1
Scinax squalirostris	0	0	2	2	0	0	2	2
Taxa_S	7	3	6	10	3	5	6	10
Individuals	13	20	20	53	3	18	32	53
Dominance	0,2663	0,46	0,29	0,2745	0,3333	0,4753	0,4648	0,2745
Shannon_H	1,631	0,8979	1,466	1,62	1,099	1,08	1,13	1,62
Equitability_J	0,8383	0,8173	0,8182	0,7035	1	0,6709	0,6305	0,7035

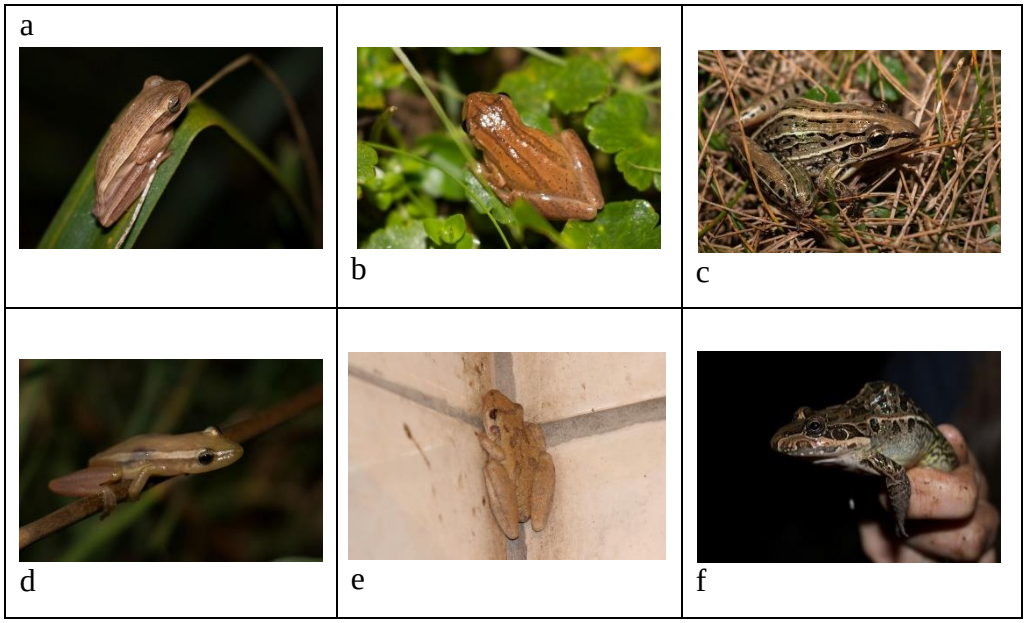


Figura 1- Espécies de anfíbios em: a- *Hypsiboas leptolineatus*, b- *Dendropsophus minutus*, c- *Leptodactylus gracilis*, d- *Scinax squalirostris*, e- *Scinax fuscovarius*, f- *Leptodactylus latrans*, amostrados nos dias 21, 22 e 23 de abril.

A riqueza de espécies pode ter sido influenciada pelas condições climáticas, visto que não foram observadas diferenças significativas entre os ambientes amostrados. A influência do clima na ocorrência e atividade reprodutiva de comunidades de anuros de regiões tropicais é determinada principalmente pela distribuição e volume de chuva (DUELLMAN & TRUEB 1994). A região possui clima temperado úmido, com temperatura média de 16,4 °C, chegando ao inverno a mínima de - 8°C e precipitação média anual de 1.675,7 mm.

No período do estudo, foi encontrado boa diversidade de anfíbios, apesar da baixa temperatura e por não ser a época reprodutiva destes. Em algumas áreas onde encontra-se os anfíbios, como o banhado, estava danificada por espécies invasoras, como o javali, que reviram a terra, tendo como resultando a lama impedindo o fluxo da água. Sendo assim, os resultados mostraram diferenças significativas entre os dias 21 e 22 (p = 0,023) e entre os dias 22 e 23 (p = 0,018).

A espécie com maior abundância foi *H. leptolineatus*, com 12 indivíduos registrados. Algumas espécies foram encontradas em dias diferentes, como *H. pulchellus*, com método de vocalização em açude e banhado, *L. latrans*, por encontro ocasional e vocalização encontrada em trilha e banhado, e *L. fuscus*, por vocalização em banhado ou açude.

Em regiões tropicais com sazonalidade bem marcada, a ocorrência e a reprodução de grande parte das espécies estão restritas à estação chuvosa (PRADO et al. 2004). Em regiões

mais úmidas e sem sazonalidade marcada, como na Mata Atlântica, de 11% a 16% das espécies se reproduzem ao longo do ano (BERTOLUCI & RODRIGUES, 2002a), enquanto em regiões com estação seca severa, como na Caatinga brasileira, não é conhecido para nenhuma espécie reprodução contínua (ARZABE, 1999).

Tanto a riqueza quanto a abundância das espécies encontradas, foram fortemente correlacionadas com as variáveis climáticas. Numerosos estudos têm destacado a importância da chuva e/ou temperatura na ocorrência e riqueza de espécies de anfíbios anuros (DUELLMAN & TRUEB, 1986; AICHINGER, 1987; GASCON, 1991; TOLEDO et al., 2003). Baixas temperaturas talvez possam ser utilizadas pelos mesmos como indicativo do final da estação chuvosa e, consequentemente, do período de atividade de vocalização (ETEROVICK & SAZIMA, 2000).

A temporada de vocalização da espécie *H. leptolineatus* é prolongada, por isso foi notada sua dominância no local. Apesar de ser influenciada pelas baixas temperaturas, as quais reduzem a atividade dos anuros em geral, devido a fatores fisiológicos, tal como metabolismo (DUELLMAN & TRUEB, 1986). Entretanto, muitas espécies são capazes de suportar temperaturas muito baixas (GUIX, 1996; ETEROVICK & SAZIMA, 2004), como é o caso da *H. leptolineatus*, que é bastante tolerante em relação às demais espécies. Segundo Pombal (1997), apesar de os machos vocalizarem praticamente todo o ano e a atividade de vocalização estar relacionada à atividade reprodutiva, a espécie pode vocalizar sem que esteja se reproduzindo. A reprodução da maioria das espécies de anuros ocorre em épocas restritas do ano, estabelecendo uma sazonalidade condicionada, principalmente, pelas chuvas e pela temperatura (CARDOSO & MARTINS, 1987; ROSSA-FERES & JIM, 1994).

CONCLUSÃO

No período em que o estudo foi realizado, foram registrados valores significativos, que contribuíram para a correlação encontrada entre a temperatura, riqueza e abundância das espécies. *H. leptolineatus* é uma espécie que resiste mais a baixas temperaturas e tem o período de vocalização mais prolongado (GUIX, 1996; ETEROVICK & SAZIMA, 2004), onde os machos vocalizam sem estar na época reprodutiva e em períodos chuvosos, por isso foi encontrada com mais facilidade, em relação as outras espécies. Como a ESEC de Aracuri não possuía nenhum trabalho realizado, nem plano de manejo sobre anuros, este trabalho teve grande contribuição registrando significativa abundância de espécies para a unidade de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AICHINGER, M.Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. **Oecologia,** v. 71, p. 583-592, 1987.

ARZABE, C. Reproductive activity patterns of anurans in two different altitudinal sites within the Brazilian Caatinga. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 16, n. 3, p. 851-864. 1999.

BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M. T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia,** v. 23, p. 161-167, 2002a.

CARDOSO, A. J. & MARTINS, J. E. Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações em comunidade neotropical. **Papéis Avulsos Zoologia,** v. 36, p. 279-285, 1987.

CASSEMIRO, F. A. S.; GOUVEIA, S. F. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2012. Distribuição de *Rhinella granulosa*: integrando envelopes bioclimáticos e respostas ecofisiológicas. **Revista da Biologia,** v. 8, p. 38-44, jun. 2012.

COLOMBO, P. et al. Anura, Bufonidae, Melanophryniscus simplex: Distribution extension. **Check List**, v.3, n.4, p.305-307, 2007.

CORDIOLI, S. **Plano de Manejo da Estação Ecológica Aracuri – Esmeralda**. Lagoa Vermelha, p.1-66, fev. 2007. Disponível em:<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/encartes_5.pdf>. Acesso em: 21 mai. 2017.

CRUMP, M.L. & SCOTT, N. J. **Visual encounter surveys. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians** (W.R Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds). Smithsonian Institution Press, Washington, p.84-92. 1994.

DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. **Biology of Amphibians.** Baltimore, London, McGraw-Hill, p.670, 1986.

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore, The John Hopkins University Press, p. 670, 1994.

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. **Anfíbios da Serra do Cipó**. Ed. PUC Minas, Belo Horizonte, 2004.

ETEROVICK, P. C. & SAZIMA, I. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. **AmphibiaReptilia**, v. 21, p. 439-461, 2000.

GASCON, C. Population and community - level analysis of species occurrences of central Amazonian rain forest tadpoles. **Ecology,** v. 72, n. 5, p.1731-1746, 1991.

GUIX, J.C. Actividad invernal de anuros en tres sierras del sudeste de Brasil. **Bol. Asoc. Herpetol. Esp**., v. 7, p.31-34, 1996.

HEYER, W.R, et al. Decimation, extinctions and colonization of frog populations in Southeast Brazil and their evolutionary implications. **Biotropica**, v. 20, p. 230-235, 1988.

HEYER, W.R. et al. **Measuring and Monitoring Biological Diversity**. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 1994.

IOP, S. **Diversidade e distribuição espacial de anfíbios anuros do Parque Estadual do turvo, Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal), UFSM. Santa Maria, RS, 2010.

LOEBMANN, D. **Os Anfíbios da Região Costeira do Extremo Sul do Brasil**. Pelotas, USEB, 2005.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. *Check-list* da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. **Neotrop. Biol. Conserv**. v.2, n.2, p.101-116, 2007.

MMA/SBF. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Estadual de Florestas, MG. p. 40, 2000. Disponível em:< http://www.conservation.org>. Acesso em: 21 mai. 2017.

MYERS, N.et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

POMBAL, J. P., JR. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 57, n. 4, p. 583-594, 1997.

ROSSA-FERES, D.C.; et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica,** v.11, n. 1, p.1-19, 2011.

ROSSA-FERES, D. C. & JIM, J. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia,** v. 54, n. 2, p. 323-334, 1994.

ROSSET, S. D. New Species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay**. J. Herpetol**. v.42, n.1, p.134-144, 2008.

SEGALLA, M. V., et al. Brazilian amphibians: List of species**. Sociedade Brasileira de Herpetologia.** Disponível em:< http://www.sbherpetologia.org.br.>. Acesso em: 21 mai. 2017.

TOLEDO, L. F.; ZINA, J. & HADDAD, C. F. B.Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios Anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment,** v. 3, n. 2, p. 136-149, 2003.

ZANELLA, N.; BUSIN, C. S. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Proceratophrys bigibosa:* Distribuition extension for Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List,** 2007.

ZIMMERMAN, B.L. **Audio strip transects. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians** (W.R Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p. 92-97, 1994.

DIVERSIDADE DA AVIFAUNA EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL

João Vitor Perin Andriola[1]
Samir Savacinski[1]
Guilherme Dalla Rosa[1]
Débora Pigatto[1]
Jorge Reppold Marinho[2]

RESUMO

A Estação Ecológica de Aracuri encontra-se localizada no município de Muitos Capões – RS, pertencendo ao bioma Mata Atlântica e está classificada como floresta Ombrófila Mista. Neste estudo buscou-se avaliar a importância da Unidade de Conservação para a diversidade da avifauna do local, uma vez que a mesma serve de abrigo para uma rica avifauna, para isso, as observações foram realizadas em diferentes níveis de vegetação (inicial, intermediário e avançado) da UC, as observações ocorreram entre os dias 21, 22 e 23 de abril de 2017 onde foram encontradas 74 espécies de aves pertencentes a 33 famílias, sendo a análise estatística foi realizada uma análise das diferenças da diversidade entre as áreas de estudo utilizando o programa Past 3, determinando a abundancia total obtida em cada área através do teste t de diversidade.

Palavras-chave: Estação Ecológica. Aves. Diversidade. Observações. Fragmentos.

INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta uma das mais ricas avifaunas do mundo, com uma estimativa de mais de 1.690 espécies (CBRO, 2003; IUCN, 2004; Natureserve, 2004), equivalente a cerca de 57% das espécies de aves catalogadas em toda a América do Sul, cerca de 10 % das espécies são endêmicas do Brasil (MARINI; GARCIA, 2005). As intervenções humanas afetam de forma significativa as espécies de aves que habitam os ecossistemas brasileiros (MARINI; GARCIA, 2005), sendo que as alterações de vegetação podem vir a tornar o ambiente impróprio para algumas espécies de aves que exijam condições ambientais especificas (SCHERER; SCHERER; PETRY, 2010), a perda de habitats através da destruição e da modificação dos ambientes naturais é o que mais ameaça à variedade biológica da Terra (PRIMACK e RODRIGUES, 2001), intervindo na formação e na distribuição da avifauna, pois a perda do ambiente natural irá trazer resultados negativos, como a perda da diversidade (D'ANGELO NETO et al., 1998).

O presente artigo tem por objetivo o estudo da comunidade de aves presentes na Estação Ecológica de Aracuri, fornecendo informações sobre a diversidade de espécies presentes em diferentes fitofisionomias.

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim, RS. jvandriola@gmail.com
[2] Laboratório de EcoFauna, Departamento de Ciências Biológicas, URI – Erechim.

METODOLOGIA

Caracterização da Área de Estudo

A estação ecológica de Aracuri é uma unidade de conservação federal e proteção integral (SNUC Lei nº 9.985 / 2000), localizada no município de Muitos Capões, região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, inserida na região dos Campos de Cima da Serra, possuindo uma área total de aproximadamente 274 ha. Encontra-se inserida no bioma Mata Atlântica, sendo classificada como Floresta Ombrófila Mista, marcada pela presença de Araucária (*Araucaria angustifolia*), sendo caracterizada por campos naturais entremeados por capões de floresta de araucária, paisagem característica do habitat do papagaio charão (*Amazona pretrei*), espécie que por muito tempo foi encontrada na região em épocas de produção de pinhão. A Estação Ecológica Aracuri é, atualmente, um importante refúgio para a fauna da região, concentrando um considerável número de espécies e de indivíduos e garantindo a conservação de uma amostra da Floresta Ombrófila Mista nesta região.

O estudo ocorreu entre os dias 21, 22 e 23 de abril de 2017em três fragmentos florestais da Estação Ecológica de Aracuri, sendo eles, zonas núcleo ou principal, zona tampão ou intermediária e zona de transição, onde:

1ª) Zona núcleo ou zona Avançada, é a que abrange a região mais preservada de um ecossistema representativo, hábitat favorável ao desenvolvimento de numerosas espécies de plantas, animais e cenário de convivência com seus predadores naturais.

2ª) Zonas tampão ou zonas intermediárias, são as que envolvem a zona núcleo. Nelas, as atividades econômicas e o uso da terra devem garantir a integridade da zona núcleo.

3ª) Zonas de transição ou inicial, são as mais externas da Reserva, nelas incentiva-se o uso sustentável da terra e atividades de pesquisa que serão úteis à região no entorno da Reserva da Biosfera.

Levantamento quantitativo

A observação e identificação das espécies, quando por observação direta, ocorreram com o auxílio de binóculo 7x35 mm, auxiliada por guias de campo (SIGRIST, 2014; BELTON, 2004) e a taxonomia seguiu a Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015).

Para estimar a riqueza, frequência de ocorrência e abundância das espécies foi utilizado o método de Listas de Mackinnon (BIBBY, 1993), a partir do qual foram realizadas 17 listas com dez espécies cada e uma lista com 4 espécies. Em cada uma das listas

elaboradas, a mesma espécie não poderia ser registrada mais de uma vez, podendo novamente ser incluída em listas seguintes, sempre com o cuidado para não repetir o registro do mesmo indivíduo.

Para o monitoramento da avifauna a partir do método de Listas de Mackinnon, os ambientes da área de estudo foram percorridos a pé em velocidade constante por um período mínimo de quatro horas diárias, intensificadas no período da manhã (entre 7h e 11h). O inventário foi realizado através de amostragens qualitativas e quantitativas que foram efetuadas ao longo de caminhadas por trilhas e estradas da região. Toda a espécie vista ou ouvida foi registrada em caderneta de campo e gravações em microgravador digital Panasonic RR-QR 160 foram realizadas para documentação ou confirmação posterior de algumas espécies.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o monitoramento foram registradas 74 espécies pertencentes em 33 famílias. Podendo ser observado um aumento no número de indivíduos com a passagem dos fragmentos em direção ao avançado (Tabela1; Figura 1).

Para a análise estatísticas foi realizado uma análise da diferença da diversidade entre as áreas estudadas utilizando o programa Past 3, determinando a abundância total obtida em cada área aplicando um teste T de diversidade. O resultado obtido ($p > 0,5$ para a diferença em todas as áreas), indicou que não há diferença significativa na composição da diversidade entre as três áreas de estudo. A curva de acumulação, considerando os três pontos de amostragem indica que há a possibilidade de aumento do número espécies em cada uma das áreas estudadas (Figura 2). Já na curva de rarefação, também conhecida como curva de acumulação, indica a tendência a um aumento no número de indivíduos por espécie registradas.

Tabela 1 - Avifauna da Estação Ecológica de Aracuri. Onde: N= número de indivíduos; FO=Frequência de ocorrência.

Taxon	**Inicial**		**Intermediário**		**Avançado**		**Guilda**
	N	FO	N	FO	N	FO	
Tinamiformes							
Tinamidae							
Nothura maculosa (Temminck, 1815)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Crypturellus obsoletus (Temminck, 1815)	0	-	2	3.45	1	1.41	ONI
Anseriformes							
Anatidae							

Anas flavirostris (Vieillot, 1816)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Amazonetta brasiliensis (Gmelin, 1789)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Galliformes							
Cracidae							
Penelope obscura (Temminck, 1815)	0	-	0	-	1	1.41	FRU
Pelecaniformes							
Ardeidae							
Egretta thula (Molina, 1782)	1	2.63	0	-	0	-	PIS
Threskiornithidae				-			
Theristicus caudatus (Boddaert, 1783)	0	-	0		1	1.41	ONI
Cathartiformes							
Cathartidae		-		-		-	
Cathartes aura (Linnaeus, 1758)	1	2.63	0	-	2	2.82	DET
Coragyps atratus (Bechstein, 1793)	0	-	0	-	2	2.82	DET
Accipitriformes							
Accipitridae							
Accipiter striatus (Vieillot, 1808)	0	-	0	-	1	1.41	CAR
Geranospiza caerulescens (Vieillot, 1817)	0	-	1	1.72	0	-	CAR
Buteo brachyurus (Vieillot, 1816)	0	-	1	1.72	0	-	CAR
Circus buffoni (Gmelin, 1788)	1	2.63	0	-	0	-	CAR
Rupornis magnirostris (Gmelin, 1788)	0	-	1	1.72	0	-	CAR
Falconiformes							
Falconidae							
Caracara plancus (Miller, 1777)	1	2.63	0	-	2	2.82	CAR
Milvago chimachima (Vieillot, 1816)	0	-	1	1.72	2	2.82	CAR
Milvago chimango (Vieillot, 1816)	1	2.63	1	1.72	0	-	CAR
Gruiformes							
Rallidae							
Aramides saracura (Spix, 1825)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Gallinula galeata (Lichtenstein, 1818)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Cariamiformes							
Cariamidae							
Cariama cristata (Linnaeus, 1766)	1	2.63	0	-	0	-	CAR
Columbiformes							
Columbidae							
Patagioenas picazuro (Temminck, 1813)	2	5.26	2	3.45	3	4.23	GRA
Leptotila verreauxi (Bonaparte, 1855)	1	2.63	3	5.17	3	4.23	GRA
Columbina talpacoti (Temminck, 1811)	0	-	1	1.72	0	-	GRA
Psittaciformes							
Psittacidae							
Pyrrhura frontalis (Vieillot, 1817)	0	-	2	3.45	3	4.23	FRU
Myiopsitta monachus (Boddaert, 1783)	0	-	1	1.72	0	-	GRA
Amazona pretrei (Temminck, 1830)	0	-	0	-	1	1.41	FRU
Pionus maximiliani (Kuhl, 1820)	0	-	0	-	1	1.41	FRE
Strigiformes							

Strigidae							
Strix hylophila (Temminick, 1825)	0	-	0	-	1	1.41	CAR
Tytonidae							
Tyto furcata (Temminck, 1827)	0	-	1	1.72	0	-	CAR
Apodiformes							
Trochilidae							
Chlorostilbon lucidus (Shaw, 1812)	0	-	1	1.72	0	-	NEC
Leucochloris albicollis (Vieillot, 1818)	0	-	1	1.72	0	-	NEC
Trogoniformes							
Trogonidae							
Trogon surrucura (Vieillot, 1817)	0	-	0	-	1	1.41	ONI
Coraciiformes							
Alcedinidae							
Chloroceryle americana (Gmelin, 1788)	1	2.63	0	-	0	-	PIS
Piciformes							
Picidae							
Veniliornis spilogaster (Wagler, 1827)	0	-	1	1.72	1	1.41	INS
Piculus aurulentus (Temminck, 1821)	0	-	1	1.72	2	2.82	INS
Colaptes campestris (Vieillot, 1818)	1	2.63	0	-	0	-	INS
Passeriformes							
Thamnophilidae							
Thamnophilus caerulescens (Vieillot, 1816)	2	5.26	3	5.17	2	2.82	INS
Thamnophilus ruficapillus (Vieillot, 1816)	0	-	1	1.72	0	-	INS
Formicariidae							
Chamaeza campanisona (Lichtenstein, 1823)	0	-	1	1.72	0	-	INS
Dendrocolaptidae							
Dendrocolaptes platyrostris (Spix, 1825)	0		0	-	4	5.63	INS
Lepidocolaptes falcinellus (Cabanis & Heine, 1859)	0	-	0	-	4	5.63	INS
Sittasomus griseicapillus (Vieillot, 1818)	0	-	0	-	1	1.41	INS
Furnariidae							
Furnarius rufus (Gmelin, 1788)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Clibanornis dendrocolaptoides (Pelzeln, 1859)	0	-	3	5.17	0	-	INS
Syndactyla rufosuperciliata (Lafresnaye, 1832)	0	-	1	1.72	4	5.63	INS
Cranioleuca obsoleta (Reichenbach, 1853)	0	-	1	1.72	1	1.41	INS
Leptasthenura setaria (Temminck, 1824)	2	5.26	1	1.72	4	5.63	INS
Leptasthenura striolata (Pelzeln, 1856)	1	2.63	0	-	0	-	INS
Synallaxis cinerascens (Temminck, 1823)	0	-	1	1.72	2	2.82	INS
Synallaxis spixi (Sclater, 1856)	1	2.63	1	1.72	0	-	INS
Tityridae							

Pachyramphus polychopterus (Vieillot, 1818)	0	-	1	1.72	0	-	ONI
Schiffornis virescens (Lafresnaye, 1838)	0	-	1	1.72	3	4.23	ONI
Rhynchocyclidae							
Poecilotriccus plumbeiceps (Lafresnaye, 1846)	0	-	1	1.72	0	-	INS
Tyrannidae							
Phyllomyas virences (Temminck, 1824)	1	2.63	1	1.72	0	-	INS
Elaenia parvirostris (Pelzeln, 1868)	0	-	1	1.72	0	-	ONI
Myiarchus swainsoni (Cabanis & Heine, 1859)	0	-	1	1.72	0	-	ONI
Pitangus sulphuratus (Linnaeus, 1766)	1	2.63	0	-	0	-	ONI
Serpophaga subcristata (Vieillot, 1817)	1	2.63	0	-	0	-	INS
Vireonidae							
Cyclarhis gujanensis (Gmelin, 1789)	2	5.26	5	8.62	0	-	ONI
Corvidae							
Cyanocorax caeruleus (Vieillot, 1818)	0	-	0	-	4	5.63	ONI
Cyanocorax chrysops (Vieillot, 1818)	0	-	0	-	1	1.41	ONI
Turdidae							
Turdus leucomelas (Vieillot, 1818)	0	-	1	1.72	1	1.41	FRU
Turdus albicollis (Vieillot, 1818)	0	-	1	1.72	1	1.41	FRU
Passerellidae							
Zonotrichia capensis (Statius Muller, 1776)	3	7.89	1	1.72	3	4.23	ONI
Thraupidae							
Tangara sayaca (Linnaeus, 1766)	1	2.63	1	1.72	0	-	FRU
Tangara preciosa (Cabanis, 1850)	1	2.63	1	1.72	0	-	FRU
Saltator similis (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0	-	1	1.72	0	-	ONI
Microspingus cabanisi (Bonaparte, 1850)	2	5.26	2	3.45	2	2.82	ONI
Sicalis flaveola (Linnaeus, 1766)	1	2.63	0	-	0	-	GRA
Parulidae							
Setophaga pitiayumi (Vieillot, 1817)	0	-	1	1.72	0	-	ONI
Basileuterus culicivorus (Deppe, 1830)	0	-	0	-	1	1.41	INS
Myiothlypis leucoblephara (Vieillot, 1817)	1	2.63	3	5.17	4	5.63	INS
Icteridae							
Cacicus chrysopterus (Vigors, 1825)	0	-	1	1.72	1	1.41	FRU
Fringillidae							
Spinus magellanicus (Vieillot, 1805)	1	2.63	0	-	0	-	GRA
Total de espécies: 74	**31**		**42**		**35**		
Total de Indivíduos:	38		58		71		
Dominância_D	0.0374		0.0327		0.03749		
Shannon_H	3.368		3.599		3.406		
Equitabilidade_J	0.9809		0.9628		0.9579		

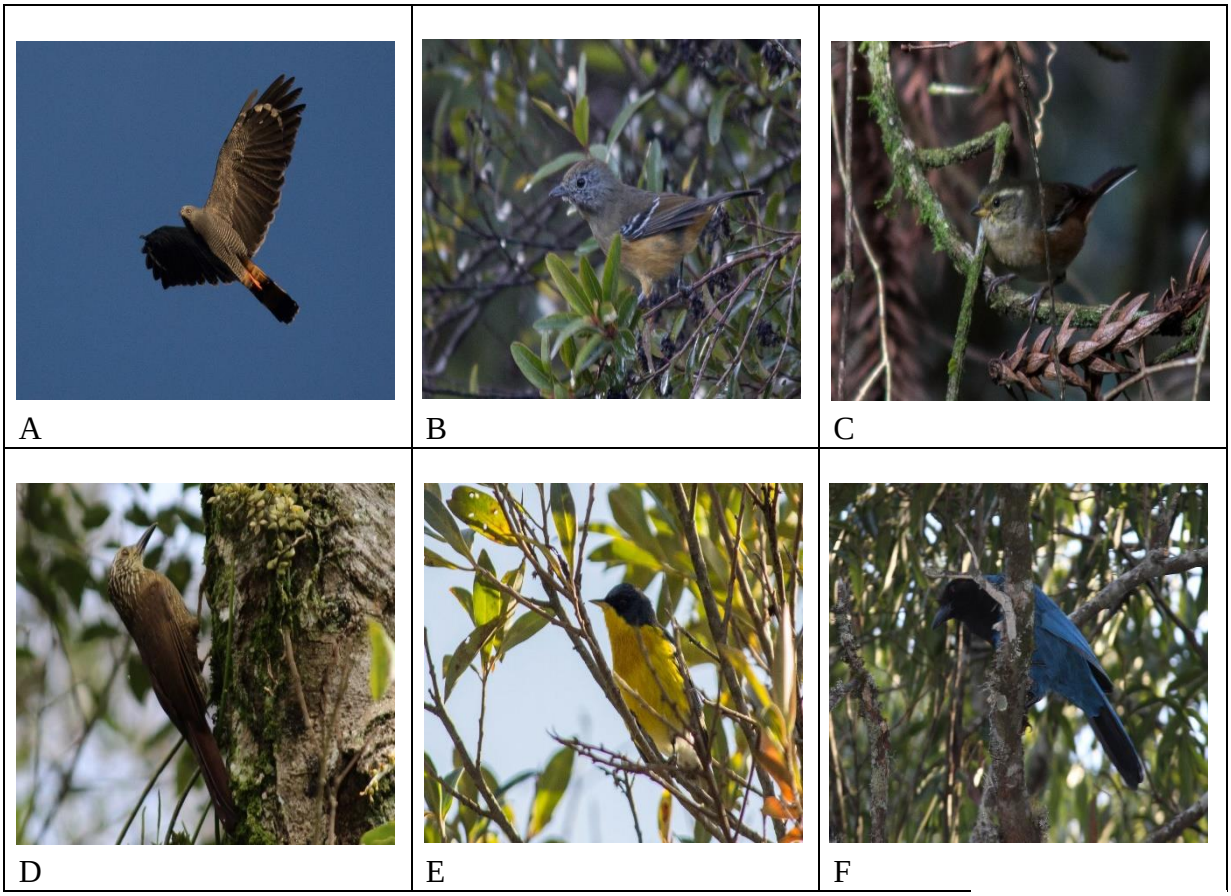


Figura 1 -. Espécies de aves fotografadas na Estação Ecológica de Aracuri. A= *Geranospiza caerulescens* (Gavião pernilongo); B= *Thamnophilus caerulescens* (Choca da mata); C= *Microspingus cabanisi (*Tico tico da taquara); D= *Dendrocolaptes platyrostris* (Arapaçu grande); E= *Setophaga pitiayumi* (Mariquita); F= *Cyanocorax caeruleus* (Gralha azul).

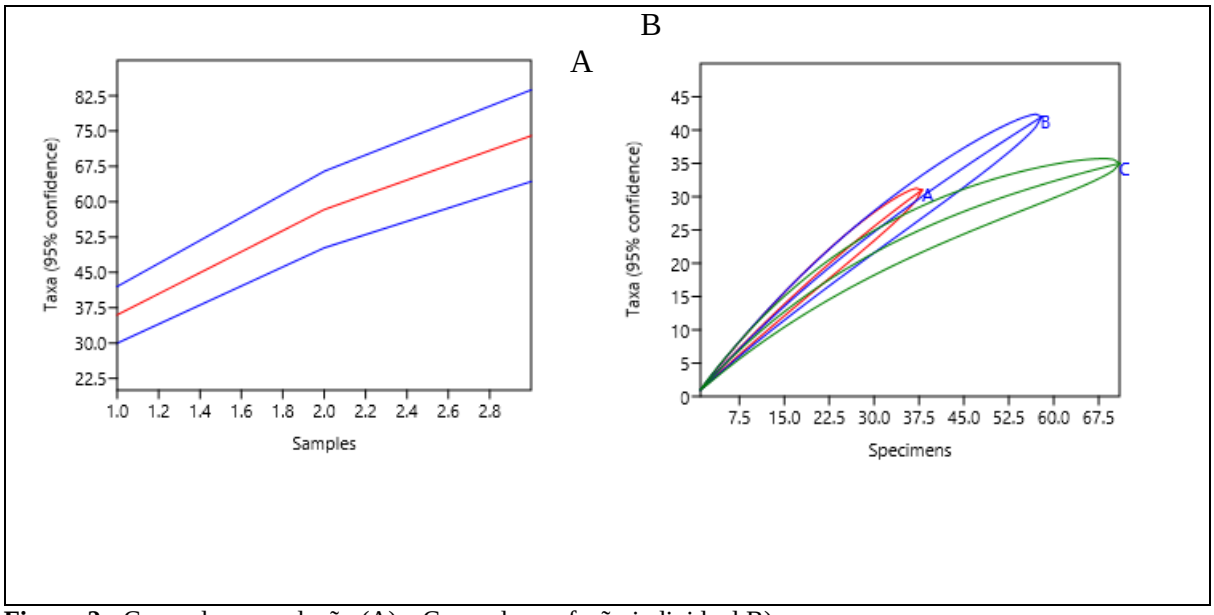


Figura 2 - Curva de acumulação (A) e Curva de rarefação individual B).

CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos no presente estudo, pode concluir-se que a ESEC de Aracuri possui uma rica avifauna, similar a áreas próximas onde outros estudos foram realizados anteriormente (Andriola *et. al.*, 2016).

As análises estatísticas apontam que a UC possivelmente possui uma diversidade ainda maior de espécies, visto que não houve estabilização da curva de acumulação. Essa diversidade também seria acompanhada de grande abundância, o que pode ser deduzido a partir da curva de rarefação não estável apresentada no presente trabalho. Estas espécies encontram-se, porém, uniformemente distribuídas pelos diferentes estágios sucessionais da Unidade de Conservação, sugerindo que estes possuem importância, do ponto de vista conservacionista, equalizada por todo o território da ESEC.

Conclui-se, portanto, que a Estação Ecológica de Aracuri possui grande importância na proteção e conservação da biodiversidade da região do Planalto dos Araucárias, contribuindo com grande importância para abrigo de uma ampla avifauna, que se encontram no local nas diferentes estações do ano e tendo enorme influência no ciclo reprodutivo das aves.

REFERÊNCIAS

ANDRIOLA, J. V. P.et al. Levantamento da Avifauna em um Fragmento dos Campos de Cima da Serra, Sul do Brasil. 2016. **Libro de Resumenes IV Congresso Uruguayo de Zoologia**, Disponível em:< http://cuz.szu.org.uy>. Acesso em: 30 de jul. de 2017.

D'ANGELO NETO, S. et al. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da ufla. **Revista Brasileira de Biologia**, p. 463-472, jun. 1998.

MARINI, A.M; GARCIA, F.I. Conservação de Aves no Brasil. **Megadiversidade,** v.1, n.1, p. 95-102. jul. 2005.

SCHERER, J.F.M; SCHERER, A.M; PETRY, M.V. Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Biotemas**, v. 23, p. 169-180, mar.2010.

ABUNDÂNCIA DE MOLUSCOS EXÓTICOS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO DURANTE PERÍODO DE SECA EXTREMA

Franciely, Paiva[1]
Wilma, I.A. Gomes[2]
Carlinda, R.F. Medeiros[3]
Dalescka, B. D. Melo[4]
Joseline, Molozzi[5]

RESUMO

O semiárido brasileiro vem sofrendo um período de seca intensa e diminuição da pluviosidade o que compromete a qualidade da água armazenada nos reservatórios. O objetivo deste estudo foi avaliar a abundância de moluscos exóticos com a diminuição do volume hídrico dos reservatórios no semiárido e verificar quais variáveis ambientais estão correlacionadas com a presença dos moluscos. Este estudo foi realizado nos reservatórios de Argemiro de Figueiredo, Epitácio Pessoa e Poções, bacia hidrográfica do Rio Paraíba / Brasil, nos meses de julho e outubro de 2015. Em cada reservatório, as amostragens foram realizadas em três regiões (próxima a entrada do principal tributário, intermediária e próximo a barragem). Para cada região foram estabelecidos três locais de amostragem. Os parâmetros físicos e químicos da água foram medidos, bem como a composição granulométrica do sedimento. Foram identificados 8.635 indivíduos bentônicos, sendo 6.569 moluscos exóticos. No Argemiro de Figueiredo os moluscos exóticos representam 90%, Epitácio Pessoa 63% e Poções 35% da comunidade bentônica. *Melanoides tuberculata* (6283 indivíduos) foi a espécie mais abundante, seguida de *Corbicula largillierti* (286 indivíduos). Diferenças significativas foram observadas para a abundância de espécies exóticas entre os reservatórios ($p = 0,0001$) e entre os períodos de amostragem ($p = 0,0001$), não sendo observado o mesmo para as regiões ($p = 0,937$). Para os parâmetros ambientais, houve diferenças significativas entre os reservatórios ($p = 0,0001$), mas não para as regiões ($p = 0,7428$). O modelo Best ($R2 = 0,61$) selecionou cinco variáveis preditoras para a ocorrência de moluscos exóticos: nitrogênio total, salinidade, temperatura, cascalho e silte, estas variáveis favoreceram a ocorrência dos moluscos exóticos. Contudo, a diminuição do volume hídrico atuou ocasionando a redução da abundância destas espécies.

Palavras-chave: Espécies exóticas. Ecossistemas aquáticos. Região semiárida. Período de estiagem.

INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro vem sofrendo ao longo dos anos um período de seca extrema e os cenários de mudanças climáticas indicam que no próximo século ocorrerá ainda mais a diminuição das chuvas (FRANCHITO et al., 2014; MARENGO et al., 2016). Nestas regiões os reservatórios de água são construídos com propósito de acumular água durante a estação chuvosa, contudo, a escassez prolongada de chuvas e as taxas de evaporação tem

[1] Universidade Estadual da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, Campina Grande, CEP 58429500, Paraíba, Brasil. franciely0903@gmail.com
[2] Universidade Estadual da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia ambiental.
[3] Universidade Federal do Pará, Programa de Pós-graduação em Ecologia.
[4] Universidade Estadual da Paraíba, graduação em Ciências Biológicas.
[5] Universidade Estadual da Paraíba, Departamento de Ciências Biológicas.

comprometido a qualidade e quantidade da água (ROCHA e SOARES 2014). As características da região semiárida como, grandes períodos de estiagem, elevadas temperaturas e elevadas taxas de evaporação comprometem a qualidade ecossistêmica dos reservatórios, influenciando na redução de nicho das espécies nativas, e assim beneficiando o estabelecimento de espécies exóticas (ABÍLIO et al., 2007; ESKINAZI SANT'ANNA et al., 2007; MUSTAPHA, 2008)

Na região semiárida do Brasil os moluscos exóticos *Corbicula largillierti* (Philippe, 1844), e o *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) estiveram relacionados a locais impactados (AZEVÊDO et al., 2014, SANTOS et al., 2010). Ambas as espécies são consideradas "r" estrategistas, com reprodução partenogenética, realizam incubação de seus embriões e têm habito de se enterrar no substrato, o que confere vantagens adaptativas frente a diferentes habitats. Permitindo assim, maior chance na colonização e estabelecimento da comunidade (MARTINS- SILVA e BARROS, 2001; DA SILVA MARTINS et al., 2006).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a abundância das espécies exóticas *M. tuberculata* e *C. largillierti*, frente a redução do volume hídrico em período de seca extrema, e relacionar sua ocorrência com as variáveis ambientais, em reservatórios no semiárido brasileiro.

METODOLOGIA

Área de estudo e desenho amostral

O foi estudo realizado nos reservatórios Argemiro de Figueiredo, Epitácio Pessoa e Poções, localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (6°51'31''; 8°26'21'' S e 34°48'35''; 37°2'15" W), Estado da Paraíba, Brasil. O clima predominante na região é BSh, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger semiárido quente, com estação seca atingindo um período de 9 a 10 meses e precipitações médias anual em torno de 400 mm (ALVARES et al., 2013). Em cada reservatório foram realizadas amostragens em três regiões (próxima a entrada do principal tributário, intermediária e próximo a barragem), em cada uma delas foram amostrados 3 pontos, totalizando 9 pontos de amostragem por reservatório. As coletas foram realizadas nos meses de Julho e Outubro de 2015. Dados relacionados com a capacidade máxima de armazenamento de água e com o volume hídrico dos reservatórios para cada um dos períodos foram obtido junto a AESA (www.aesa.pb.gov.br).

Caracterização biológica

As amostras foram coletadas na região litorânea dos reservatórios com auxílio da draga de Ekman-Birge (0,225 cm^2) e fixadas em campo com formaldeído a 10%. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneiras com malha de 500 µm, e os organismos presentes foram triados e identificados ao menor nível taxonômico possível (TRIVINHO-STRIXINO, 2011; MANSUR et al., 2004).

Caracterização dos parâmetros limnológicos e granulometria do sedimento

Em cada região de cada reservatório foram mensurados os seguintes parâmetros: temperatura (ºC), pH, turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L) e salinidade, utilizando sonda multi-analisadora (Horiba/ U-50). Também foi coletado um litro de água para estimar em laboratório, as concentrações de Fósforo Total (PT µg/L) e Nitrogênio Total (NT µg/L) (APHA, 2005).

Para caracterização da composição granulométrica, em cada ponto de amostragem foram recolhidas amostras de sedimento. Em laboratório, o material foi processado seguindo a metodologia proposta por Suguio (1973) e modificada por Callisto e Esteves (1996). As amostras de sedimento foram secas em estufa a 60 ºC durante 72 horas, posteriormente foram agitadas em peneiras para a classificação das partículas em: Cascalho (> 1 mm); Areia grossa (500-1000 µm); Areia média (250-500 µm); Areia fina (125-250 µm); Silte (125-63 µm) e Argila (<63 µm).

Análise de dados

Para avaliar diferenças na abundância dos moluscos exóticos e nos parâmetros ambientais entre as regiões dos reservatórios e entre os reservatórios estudados foi realizada uma análise de significância "Permutational Multivariate Analysis of Variance" (PERMANOVA, 9999 permutações) (ANDERSON et al., 2008). Dois fatores fixos foram considerados: Regiões (três níveis: próxima a entrada do principal tributário, intermediária e próximo a barragem) e reservatórios (três níveis: Argemiro de Figueiredo, Epitácio Pessoa e Poções). Os dados ambientais foram previamente transformados e normalizados. Para avaliar diferenças na abundância para os períodos de amostragem considerando apenas duas variáveis independentes (meses) para cada um dos reservatórios, foi realizado um teste Qui-quadrado.

Para verificar quais variáveis ambientais são preditoras no direcionamento da abundância dos moluscos exóticos utilizou-se uma análise "Distance-based linear models" (DISTLM), utilizando o critério BEST e os valores do coeficiente de determinação AIC

(LEGENDRE e ANDERSON, 1999). Para uma interpretação visual da relação entre as variáveis ambientais selecionadas pela DISTLM e as espécies de moluscos exóticos efetuou-se "Distance-based redundancy analysis" (dbRDA) (ANDERSON et al., 2008). As análises estatísticas PERMANOVA, DISTLM, e dbRDA foram realizadas utilizando o software PRIMER + PERMANOVA 6.0 (ANDERSON et al., 2008). O teste Qui-quadrado foi realizado no programa Bioestat 5.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período de estudo foram coletados 8.635 organismos, destes, 6.569 são Mollusca, exóticos. A espécie *Melanoides tuberculata* foi a mais abundante nos três reservatórios amostrados, Argemiro de Figueiredo (4.385 indivíduos, 90% do total de organismos), Epitácio Pessoa (1.292 indivíduos, 63% do total de organismos) e Poções (606 indivíduos, 35% do total de organismos). A espécie *Corbicula largillierti* só foi registrada no reservatório Epitácio Pessoa (286 indivíduos, 14% do total de organismos).

Diferenças significativas foram observadas para abundância das espécies de moluscos exóticos entre os reservatórios (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,39}$=20,065; p = 0,0001), contudo o mesmo não foi observado entre as regiões dos reservatórios (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,39}$= 0,2589; p = 0,937). Para os parâmetros ambientais diferenças significativas foram observadas entre os reservatórios (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,17}$=5,2731; p = 0,0001), e não entre as regiões dos reservatórios (PERMANOVA: Pseudo-$F_{2,17}$= 0,7209; p = 0,7428).O fato de não termos observado diferenças entre a abundância das espécies exóticas e das variáveis limnológicas ao longo das regiões dos reservatórios, pode estar relacionado ao fato de que a redução do volume hídrico durante os períodos de amostragem ocasione uma homogeneização dos sistemas (THORNTON et al., 1990).

A redução do volume hídrico se deu concomitante com a redução na abundância dos moluscos exóticos nos meses amostrados (Tabela 1). A abundância reduziu 28% em Argemiro de Figueiredo, 40% em Epitácio Pessoa e 94% em Poções. Diferenças significativas foram observadas para a abundância das espécies de moluscos exóticos em cada reservatório durante os períodos de amostragem (gl= 1; p =< 0,0001).

Tabela 1 - Capacidade máxima, volume atual e abundância das espécies de moluscos exóticos coletados nos períodos de Julho e Outubro nos reservatórios Argemiro de Figueiredo, Epitácio Pessoa e Poções, Bacia Rio Paraíba/ Brasil.Fonte dos dados de volume e capacidade máxima: Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA 2016).

Reservatórios	Capacidade máxima (m^3)	Julho		Outubro	
		Volume no período (m^3)	Abundância moluscos exóticos	Volume no período (m^3)	Abundância moluscos exóticos
Argemiro de Figueiredo	253.000.000	41.429.817 (16%)	2.525	38.165.443 (15%)	1.860
Epitácio Pessoa	411.686.287	71.122.389 (17%)	977	58.829.024 (14%)	601
Poções	29.861.562	550.255 (2%)	568	223.588 (1%)	38

Embora as espécies exóticas possuam uma ampla plasticidade e tolerância a várias condições de impacto antrópico, e adaptem-se as mais diversas condições ambientais, acreditamos que a redução do volume hídrico pode estar atuando na redução do nicho, acarretando na diminuição da abundância das espécies exóticas.

O modelo Best (R^2= 0,61) incluiu cinco variáveis preditivas no direcionamento da abundância das espécies de moluscos exóticos: salinidade, cascalho, temperatura, nitrogênio total e silte. Os dois primeiros eixos da dbRDA explicaram 90,5% da relação observada entre a abundância das espécies de moluscos exóticos e as variáveis ambientais, e 64,3% da variabilidade total dos dados da abundância das espécies de moluscos exóticos (Figura 1).

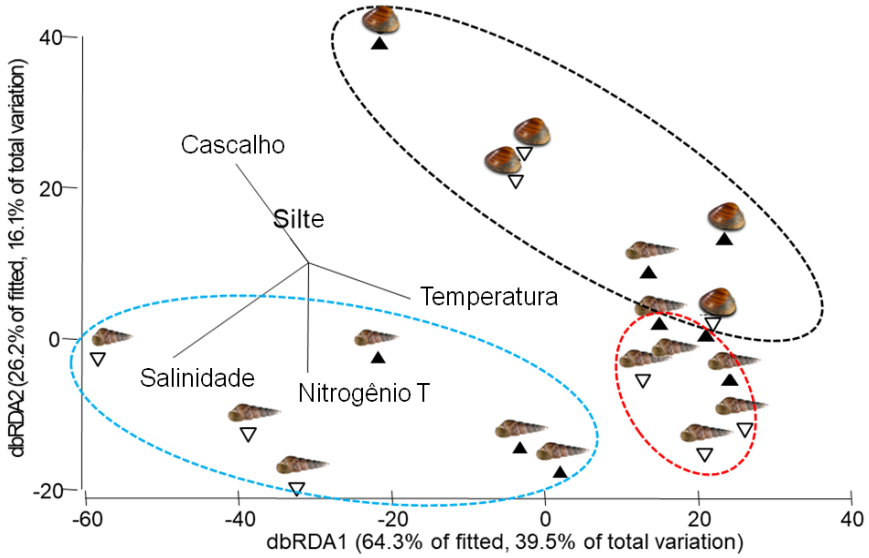


Figura 1 - Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) baseados na abundância das espécies de moluscos exóticos em função das variáveis preditoras selecionadas pela DISTLM nos reservatórios Argemiro de Figueiredo (Linhas vermelho), Epitácio Pessoa (Linhas amarelo) e Poções (Linhas azul), Bacia do Rio Paraíba/Brasil. Triângulos pretos:Julho, triângulos brancos: Outubro.

Entre as variáveis limnologicas que apresentaram correlações com a ocorrência das espécies de moluscos exoticos, destacamos a salinidade e temperatura. No semiárido as elevadas concentrações de salinidade estão realacionadas as características geológicas da rocha cristalina que origina o solo da região, a qual pode fornecer os sais de cálcio que são fundamentais para a formação da concha nos moluscos (PORTO et al., 1999; MARXEN et al., 2003). Contudo, em altas concentrações poderá alterar o equilíbrio osmótico dos organismos, promovendo assim um maior gasto de energia na realização do reajuste da concentração osmótica (CHENG et al., 2002; FUNAKOSHI et al., 1985). A média de temperatura nos reservatórios ficou entre 20°C e 30°C, ideal para a reprodução destes moluscos, como também para as atividades metabólicas das espécies aquáticas (KOCK e WOLMARANS, 2009; REYNA et al., 2013).

Acreditamos que estes organismos apresentam pequena valência ecológica, em relação a diminuição do volume hídrico, ou seja, a redução no volume hídrico passa a ser um fator regulador da abundância das espécies exóticas conforme preconiza a Lei de Shelford, onde a ocorrência ou a inexistência de um organismo pode ser provocado pelo excesso ou ausência de um fator (mínimo e máximo ecológico) (ODUM, 2004).

CONCLUSÃO

As variáveis limnológicas como, salinidade, temperatura, nitrogênio total, cascalho e silte, foram fatores que influenciaram a ocorrência das espécies de moluscos exóticos, como também, a redução do volume hídrico atuou como regulador da abundância dos moluscos exóticos nos reservatórios do semiárido brasileiro.

AGRADECIMENTOS

A toda equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos- UEPB, ao Projeto REHISA (MCTI/FINEP CT-HIDRO 01/ 2013) pelo financiamento.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P.; RUFFO, T.L.M.; SOUZA, A.H.F.F.; FLORENTINO, H.S.; OLIVEIRA J.E.T.; MEIRELES, B.N. and SANTANA, A.C.D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, 11, (3), p. 397-409, 2007.

ALVARES, C.A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P.C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6), p. 711-728, 2013.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. *PRIMER-E*. **Plymouth**, 2008.

APHA- American public health association.Standart Methods for the Examination of Water and Watewater, **American public health association**, 21 ed. 2005.

AZEVÊDO, E.L.; BARBOSA, J.E.L.; VIDIGAL, T.H.; CALLISTO, M.; MOLOZZI, J. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraıba River Basin and potential implications from water diversion of the Sao Francisco River. **Biota Neotropica**, 14(4), p. 1-4, 2014.

CALLISTO,M.; ESTEVES, F. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta limnológica Brasiliensia**, 8, p. 115-126, 1996.

CHENG, W.; YEH S.H.; WANG C. S.; CHEN, J.C. Osmotic and ionic changes in Taiwan abalone Haliotis diversi colorsuper texta at different salinity levels. **Aquaculture**, 203: p. 349-357, 2002.

DA SILVA MARTINS, D.; VEITENHEIMER-MENDES, I.L.; FACCIONI-HEUSER, M. C. Aspectos morfológicos e de incubação em três espécies de Corbicula Mühlfeld, no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). **Biota Neotropica**, 6 (2), p. 1-11, 2006.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, 11 (3), p. 410-421, 2007.

FRANCHITO S.H.; FERNANDEZ J.P.R.; PAREJA D. Surrogate climate change scenario and projections with a regional climate model: impact on the aridity in South America. **Am J Clim Chang**, 3(05), p. 474–489, 2014.

FUNAKOSHI, S.; SUZAKI, T.; WADA, K. Salinity tolerances of marine bivalves. In: **Proceedings of the 13th us japan meeting on aquaculture**, 13, Mie, Japan, 24-25/oct./1984, p.15-18, 1985.

KOCK, K.N.; WOLMARANS, C.T. Distribution and habitats of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and M. victoriae (Dohrn, 1865) (Mollusca: Prosobranchia: Thiaridae) in South Africa. **Water SA**, 35(5), p. 713-720, 2009.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M.J. Distance-basedredundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monography**, 69 (1), p. 1-24, 1999.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, p. 1-12, 2016.

MARXEN, J.C.; BECKER W.; FINKE, D.; HASSE, B.; EPPLE, M. Early mineralization in Biomphalaria glabrata: microscopic and structural results. **Journal of Molluscan Studies**, 69, p. 113-121, , 2003.

MUSTAPHA, M.K. Assessment of the Water Quality of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria, Using Selected Physico-Chemical Parameters. **Turkish Journal of Fisheries and aquatic sciences**, 8(1), p. 309-319, 2008.

MARTINS-SILVA, M.J.; BARROS, M. Occurence and Distribution of Freshwater Molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, 49(3), p. 865-870, 2001.

ODUM, E– **Fundamentos da Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. 6ª Edição, Lisboa, p. 927, 2004.

PORTO, E. R.; SILVA, A. D. S.; ANJOS, J. B. D.; BRITO, L. T. D. L. B.; LOPES, P. R. C. Captação e Aproveitamento de Água de Chuva na Produção Agrícola dos pequenos produtores do Semi-Árido Brasileiro: o que tem sido feito e como ampliar sua aplicação no campo. In 6. Reunión Nacional sobre Sistemas de Captación de Agua de Lluvia, Xalapa, Veracruz (México) (No. IICA-P10 37). Instituto de Recursos Naturales, México, DF (México) Colegio de Postgraduadosen Ciencias Agrícolas, México, DF (México) IICA, México, DF (México) p. 25-28, 1999.

REYNA, P.B.; MORAN, A.G.; TATIAN, M. Taxonomy, distribution and population structure of invasive Corbiculidae (Mollusca, Bivalvia) in the Suquía River basin, Córdoba, Argentina. **Iheringia, Série Zoologia**, 103(2), p. 77-84, 2013.

SANTOS, C.M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. The introduced snail Melanoides Tuberculatus (Muller,1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). **Brazilian Journal Biological**,70, p. 1-7, 2010.

ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, J.R.; RIETZLER, A.C. Espécies invasoras em águas doces estudos de caso e propostas de manejo. **Universidade Federal de São Carlos**, São Carlos , p. 416, 2005.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blucher, p. 317, 1973.

TRIVINHO-STRIXINO S. Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota neotropical**, 11, p.1-10, 2011.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. Reservoir limnology: ecological perspectives. **John Wiley & Sons,** 1990.

DIVERSIDADE DE INVERTEBRADOS EDÁFICOS EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DE MATA ATLÂNTICA EM SANTO ÂNGELO- RS

Bruna A. da Costa[1]
Fernanda A. Hoppen[1]
Luana R. da Costa[1]
Luis C. do Amaral Jr.[1]
Maria A. G. Peppes[1]
Peter W. S. de Aguiar[1]
Roxane R. da Silva[1]
Sâmia L. R. da Cruz[1]
Ângela D. H. N. Vieira[1]

RESUMO

O presente artigo teve como objetivo avaliar e caracterizar a fauna edáfica presente em diferentes fisionomias de um fragmento florestal de Mata atlântica, no município de Santo Ângelo, RS. Foi realizado o método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility), a triagem manual dos monólitos deu-se no local de amostragem e a conservação dos animais foi em álcool 92% para posterior identificação taxonômica e a contagem dos indivíduos no laboratório. A macrofauna encontrada nas diferentes fisionomias do fragmento apresentou vários grupos taxonômicos e variações na frequência de indivíduos de cada grupo, totalizando 235 indivíduos, sendo distribuídos em 9 ordens e com indivíduos em estágio de desenvolvimento (larvas e ninfas).

Palavras-chave: TSBF. Artrópodes terrestres. Solo. Amostragem.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica brasileira compreende uma região heterogênea que inclui uma ampla variedade de fisionomias e composição florestais (METZGER, 2003). Este ecossistema sofre demasiadamente com o crescimento do desmatamento, a diminuição da cobertura vegetal e a introdução de espécies exóticas, o que traz grande impacto ambiental. Atualmente existem cerca de 8,5% da Mata Atlântica estão bem conservados em fragmentos em território brasileiro (INPE, 2015).

O solo é um ecossistema de importante contribuição para funções ambientais básicas, como a ciclagem de nutrientes, a manutenção da qualidade da água e base de suporte para a flora e fauna, entre outras. Na Mata Atlântica, o solo caracteriza-se por apresentar pH ácido, ser úmido, pouco aerado e pouco fértil (BERTUSSI et al., 2016). Entretanto, é rico em matéria orgânica oriunda de uma vasta camada de serapilheira, o que torna esse ambiente favorável à ação de fungos e bactérias decompositores que reciclam esses nutrientes e os disponibilizam para a vegetação exuberante (CASTELLANO et al., 2017). Solos de florestas favorecem também o desenvolvimento e o estabelecimento da fauna de invertebrados

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus Santo Ângelo, Departamento de Ciências Biológicas, Rua Universidade das Missões, 464 - CEP: 98.802-470 Santo Ângelo-RS, bruhna.amaral@hotmail.com

edáficos, devido à variedade de substratos em diferentes estágios de decomposição, caracterizando um ecossistema de grande importância para a manutenção da biodiversidade (WINK et al., 2005).

Mudanças da estrutura original em ambientes florestais trazem impactos sobre a biodiversidade local. A retirada da cobertura vegetal original se dá principalmente para a abertura de novas áreas agrícolas. A implantação de culturas, aliadas à práticas de manejo inadequadas promovem o rompimento do equilíbrio entre o solo e o meio, modificando os seus atributos químicos, físicos e biológicos (CARVALHO FILHO et al., 2009). Além disso, o desmatamento traz como consequência a fragmentação de habitat, que resulta em pequenas áreas de floresta nativa isoladas (ARAÚJO, 2007). Esse processo resulta na criação de novas bordas nos remanescentes florestais, que trazem como consequência a perturbação física da vegetação e do solo, mudanças do meio abiótico e de trocas de energia do ecossistema, entre outros (HARPER et al., 2005). Outro fator relevante é a introdução de espécies exóticas invasoras, como a *Hovenia dulcis* (Uva-do-Japão), que trazem alterações ao meio que podem comprometer de forma significativa a biodiversidade local (ARIOTTI et al., 2016).

A diversidade de invertebrados edáficos pode revelar o nível de qualidade ambiental (WINK et al., 2005). Cada espécie responde de forma diferenciada a um distúrbio, sendo fundamental, portanto, reconhecer a sua interação com as alterações ambientais, bem como reconhecer e entender a sua evolução, tanto em locais degradados como em estágio de recuperação (AZEVEDO et al., 2011). A atividade agrícola influencia diretamente sobre as comunidades de invertebrados terrestres, e, dependendo do manejo adotado, a influência pode se dar de forma positiva. Do mesmo modo o uso indiscriminado de xenobióticos e a influência de monoculturas sobre pequenos fragmentos florestais podem refletir em perda de biodiversidade de invertebrados em remanescentes de Mata Atlântica (CAPORAL, 2008).

Na Região das Missões, no noroeste do Rio Grande do Sul são poucos os estudos avaliando a diversidade de invertebrados edáficos em fragmentos de Mata Atlântica associados a áreas agrícolas. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar a fauna edáfica presente em diferentes fisionomias de um fragmento florestal de Mata Atlântica no município de Santo Ângelo-RS, e correlacionar sua diversidade com as características químicas e físicas do solo na área.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em maio de 2017, em um fragmento florestal de Mata Atlântica situado no município de Santo Ângelo/RS, pertencente à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. A área florestal apresenta um total de 47 hectares (coordenadas de 28°16'32.4"S e 54°16'28.8"W) (Figura 1).

Figura 1 - Área de estudo nas proximidades da URI Santo Ângelo. **FONTE:** Google Earth (2016).

Para a coleta foram elencadas quatro diferentes fisionomias pertencentes ao fragmento, designadas como:

-Ponto UJ: área com predominância da espécie arbórea exótica invasora uva-do-japão *(Hovenia dulcis)*;

-Ponto PP: predominância de um extrato vegetal rasteiro de pteridófitas;

-Ponto PG: área com predominância de extrato vegetal rasteiro composto por gramíneas;

-Ponto BM: área de borda de mata, entre o fragmento e a lavoura, cultivada com soja no verão e com azevém e aveia no inverno.

Para cada área foram definidos 03 pontos de coleta distantes 10 m entre si em um transecto de 30 metros. Para a avaliação da composição da fauna edáfica foi realizado o método TSBF (*Tropical Soil Biology and Fertility*) (ANDERSON e INGRAM, 1993) que consiste na coleta de monólitos de solo de 25 × 25 cm de lado e 20 cm de profundidade, com auxílio de uma pá. A triagem manual dos monólitos se deu no local da amostragem e a conservação dos animais foi em álcool 92% para posterior identificação taxonômica em nível de ordem e a contagem dos indivíduos no laboratório.

Para fins de correlação foram caracterizadas as propriedades químicas, físicas e a cobertura do solo, como segue: A serrapilheira foi coletada a partir de uma área pré-definida

de 25 cm x 25 cm e acondicionada em sacos de papel, levada para o laboratório e seca em estufa à 65ºC. Para a umidade, o solo foi amostrado na camada de 0 - 20 cm, homogeneizado e uma alíquota de 100 g foi acondicionada em sacos plásticos, levada para o laboratório e seca em estufa à 105ºC. Para caracterização da textura do solo foi utilizado o valor do teor de argila nas áreas avaliadas. Para a caracterização química do solo foram utilizados dados pré-existentes das áreas avaliadas de Matéria orgânica (Mo), pH, P, K, Al, Ca, Mg.

Para as análises estatísticas foram realizados os cálculos de frequência, os Índices de diversidade, através do software PAST (Palaeontological Statistics) e a Correlação de Pearson pelo software SigmaPlot (versão 11.0), para relacionar a comunidade de invertebrados com os atributos do solo.

RESULTADOS

A macrofauna encontrada nas diferentes fisionomias do fragmento através do método TSBF apresentou vários grupos taxonômicos e variações na frequência de indivíduos de cada grupo, totalizando 235 indivíduos, sendo distribuídos em 13 ordens e dois grupos de indivíduos em estágio de desenvolvimento (larvas e ninfas) (Figura 2).

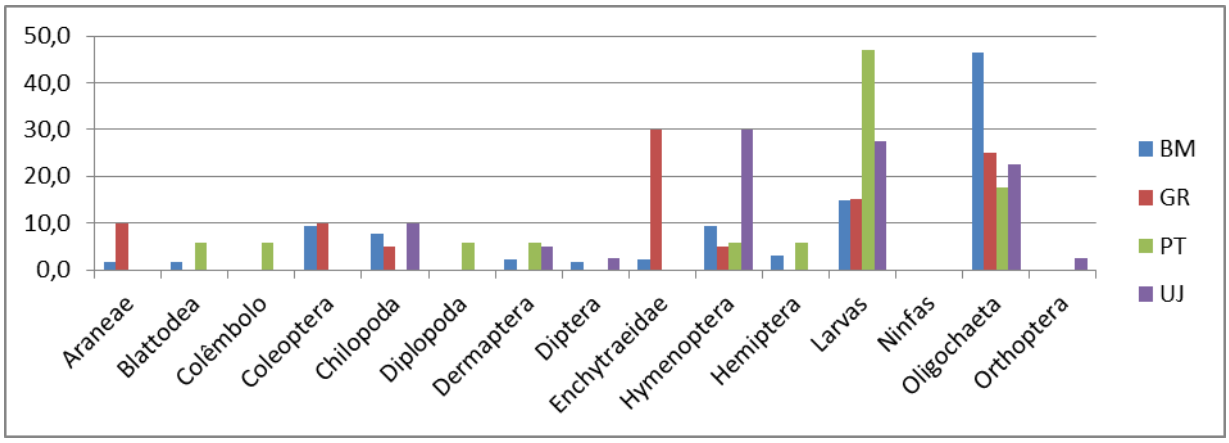


Figura 2 - Frequência das Ordens encontradas em um fragmento de Mata Atlântica localizado em Santo Ângelo, RS, nas fitofisionominas **BM** (borda de mata), **GR** (ponto gramíneas), **PT** (ponto pteridófitas), UJ (ponto uva-do-japão). Valores obtidos através da média de três repetições.

Na Borda de Mata, os grupos Oligochaeta foi o mais presente, com 46,5% de frequência, seguido das larvas. Coleópteros e Himenópteros apresentaram frequências iguais (9,3%), e os grupos Araneae, Blattodea e Diptera foram os menos frequentes, com valores somados de 4,8% (Figura 2).

Na fisionomia caracterizada por Gramíneas os Enchytraeidae apresentaram frequência de 30%, e os Oligochaetas de 25%. Nesta fitofisionomia vários grupos não foram encontrados, sendo que somente 8 das 13 ordens foram representadas. A ordem Hymenoptera foi mais frequente na área com predominância da espécie exótica uva-do-japão (30%). Na área com predominância de pteridófitas o grupo com maior frequência foi o de larvas, com 47,1%. Neste local apenas 6 das 13 ordens foram registradas.

O índice de Shannon (H) evidenciou uma maior diversidade na borda de mata (H'=1,54), enquanto que a área predominada por pteridófitas foi menos diversa (Tabela 1). Para o índice de Pielou observou-se que o maior equilíbrio da comunidade de invertebrados edáficos foi à fitofisionomia caracterizada por gramíneas (J= 0,91) (Tabela 1). A borda de mata foi a área com menor equitabilidade entre os grupos.

Tabela 1 - Índices de Diversidade encontrados em um fragmento de Mata Atlântica localizado em Santo Ângelo, RS, nas fitofisionominas BM (borda de mata), PG (ponto gramíneas), PP (ponto pteridófitas), UJ (ponto uva-do-japão).

ÍNDICES*	BM	PG	PP	UJ
Shannon (H')	1,54	1,26	1,15	1,26
Pielou (J)	0,74	0,91	0,9	0,86

BM= Borda de Mata; **PG**= Ponto Gramíneas; **PP**= Ponto Pteridófitas; **UJ**= Uva-do-japão.
*valores referentes às médias de três repetições.

A argila apresentou correlação negativa com os quilópodes (p <0,005), dípteros (p <0,05), larvas (p <0,05) e oligoquetas (p <0,05) (Tabela 2). A matéria orgânica do solo foi fortemente correlacionada com os dípteros (p <0,0005), e também com os dermápteros, quilópodes e larvas (p <0,05) (Tabela 2). O teor de cálcio no solo está positivamente relacionado com os oligoquetas (p <0,05). A umidade não apresentou correlação significativa com nenhum grupo avaliado, entretanto, pareceu exercer influência sobre a população de ortópteros (Tabela 2).

Tabela 2 – Análise de Correlação de Pearson (R) entre as ordens de invertebrados encontradas e as características físico-químicas do solo ($p \leq 0,05$) em um fragmento de Mata Atlântica localizado em Santo Ângelo, RS.

grupos/ variáveis		Chilopoda	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Larvas	Oligochaeta	Orthoptera
Argila (%)	R	-0,995	-	-0,982	-	-0,948	-0,971	-
	p	**	-	*	-	*	*	-
Mo (%)	R	-0,99	-0,941	-1	-	-0,95	-	-
	p	*	*	***	-	*	-	-
Ca (cmolc/L)	R	-	-	-	-	-	0,953	-
	p	-	-	-	-	-	*	-
Umidade (%)	R	-	-	-	-	-	-	-
	p	-	-	-	-	-	-	0,0845

* p<0,05; ** p<0,005; *** p <0,0005; - valores não significativos.

DISCUSSÃO

As principais causas de perda de biodiversidade hoje são a fragmentação de habitat e a inserção de espécies exóticas invasoras (HARPER et al., 2005; KATSANEVAKIS et al., 2014). É fundamental que invasões biológicas, dentre elas a de espécies exóticas, sejam controladas e manejadas para viabilizar a conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (SIMBERLOFF et al., 2013). Espécies exóticas podem reduzir a biodiversidade ao invadir ambientes naturais (WINTER et al., 2009; GILBERT e LEVINE, 2013), trazer prejuízos socioeconômicos (REASER et al., 2007) e alterar processos ecossistêmicos (VILÀ et al., 2011; KATSANEVAKIS et al., 2014).

A fragmentação de habitat tem como uma de suas maiores consequência a potencialização do efeito do borda (GOMES, 2010). Variações ambientais ocasionadas por efeito de borda, geralmente influenciam os invertebrados do solo de fragmentos florestais. Em determinados grupos de invertebrados, a abundância das populações e a ocorrência das espécies variam em relação à distância da borda. Dessa forma, o efeito de borda pode alterar a abundância e a riqueza de invertebrados do solo e influenciar na diversidade dessa comunidade (PEREIRA et al., 2013).

A atividade agrícola também influencia e é sobremaneira pela fauna de invertebrados edáficos. A ordem Oligochaeta está relacionada à manutenção da fertilidade, agregação do solo e a decomposição da matéria orgânica (FREITAS, 2007; MELLO, 2008). No presente trabalho este grupo se destacou na área de borda de mata. No período de amostragem a área agrícola encontrava-se com cobertura de aveia e azevém, o que pode ter levado à maior densidade de raízes na rizosfera, que proporcionaram melhor ambiente para esse grupo de

organismos edáficos. Em alguns casos, como o de pastagens cultivadas, podem não existir efeitos tão negativos da atividade agrícola ou agropecuária sobre a fauna do solo, podendo inclusive favorecer o aumento da biomassa e da população de alguns grupos, especialmente de Oligochaeta (PASINI et al., 2004).

Indivíduos da ordem Coleóptera foram encontrados em duas áreas com características distintas (área de borda de mata e área de gramíneas). Embora muitos possam cavar galerias no solo, como no caso das larvas, os coleópteros são encontrados com maior frequência na serapilheira (CATANOZI, 2010). Alguns coleópteros são extremamente especializados no nicho ecológico em que se encontram, sendo considerados como bons bioindicadores e alguns besouros de solo são importantes para a ciclagem de nutrientes processando a matéria orgânica (PETRONI, 2008).

O grupo das larvas apresentou maior frequência principalmente na área de pteridófitas (47,1%), também estando presentes nas demais áreas com números bem significativos. Em alguns ecossistemas, as larvas representam os organismos mais abundantes, sendo maior em florestas e campos quando comparado a agroecossistemas, em função de fatores favoráveis como maior camada de serapilheira e umidade (FROUZ, 1999).

Dentre os grupos da fauna edáfica encontrados, vários correlacionaram negativamente com o teor de argila no solo. Destes, as oligoquetas, os quilópodos e as larvas são escavadoras de galerias no solo, e, solos mais argilosos podem apresentar-se mais compactados e mais difíceis de serem habitados. A Mo também apresentou correlação negativa com alguns grupos, fato que necessita de maiores estudos.

CONCLUSÃO

A análise realizada permite um conhecimento inicial sobre a riqueza e abundância da fauna de artrópodes edáficos presentes nesse fragmento de mata. Esses resultados preliminares demostram que a ação antrópica está afetando a comunidade de invertebrados terrestres através da atividade agrícola, da fragmentação de habitat e da inserção de espécies exóticas invasoras. A partir desses dados novos estudos podem ser executados com fins de preservação ambiental no município, agregando maior conhecimento sobre a biodiversidade em fragmentos de Mata Atlântica no noroeste gaúcho.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods.** 2a ed. Wallingford: CAB International; 1993.

ARAÚJO, M. A. R. **Unidades De Conservação No Brazil: Da República À Gestão De Classe Mundial**, Belo Horizonte:SEGRAC, 2007.

ARIOTTI, A. P., EICHLER F. E., FREITAS, E. M., **Ciência Florestal**, v. 26, n.3, p. 687-698, 2016.

BERTOSSI, A. P. A., ROCHA R. P., RIBEIRO, P. H., MENEZES, C. J. P., CECILIO, R. A., ANDRADE, F. V.; Soil Cover And Chemical And Physical Atributes In Oxisol In The Atlantic Forest Biome, **Revista Árvore**, v. 40, n.2, p. 219-228, 2016.

CAPORAL, F. R., **Em Defesa De Um Plano Nacional De Transição Agroecológica:Compromisso Com As Atuais E Nosso Legado Para As Futuras Gerações**. Brasília: 35 p. 2008.

CATANOZI, G. **Análise espacial da macrofauna edáfica sob diferentes condições ambientais dos trópicos úmidos. 2010.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências - Universidade Estadual de Campina**s**. Campinas – SP, 2010.

CARVALHO FILHO, A.; CARVALHO, L. C.C.; CENTURION, J. F.; BEUTLER, A. N.; CORTEZ, J. W.; RIBON, A. A. Qualidade física de um Latossolo vermelho férrico sob sistemas e uso de manejo. **Bioscience Journal**, v. 25, n.6, p. 43-51, 2009.

CASTELLANO, G. R., RIBEIRO, G., et al., Quantificação das emissões de CO2 pelo solo em áreas sob diferentes estádios de restauração no domínio da Mata Atlântica, **Quimica Nova**, v. 40, n. 4, p. 407-412, 2017.

CORREIA; M. E. F.; AQUINO, A. M. Os Diplópodes e suas Associações com Microrganismos na Ciclagem de Nutrientes**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Documentos**, 2005.

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; ARELLANO, L. From forest to pasture: an evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the Neotropical region. **Ecography,** v. 30, n. 2, 2007.

FREITAS, M. P. **Flutuação populacional de Oligochaeta edáficos em hortas cultivadas em sistemas orgânicos e convencional no município de Canoinhas/SC. 2007.** Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.

FROUZ, J. Use of Soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.74.

GILBERT, B.; LEVINE, J. M. **Plant Invasions And Extinction Debts**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Washington, v. 110, n. 5, p. 1744-1749, 2013.

GOMES P. J.; LANNUZZI, L.; LEAL, R. I. Resposta da comunidade de formigas aos atributos dos fragmentos e da vegetação em uma paisagem da floresta atlântica nordestina. **Neotropical Entomology**, v. 39, p. 898-905, 2010.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

KATSANEVAKIS, S.; WALLENTINUS, I.; ZENETOS, A.; LEPPÄKOSKI, E.; ÇINAR, M. E.; OZTÜRK, B.; GRABOWSKI, M.; GOLANI, D.; CARDOSO, A. C. Impacts Of Invasive Alien Marine Species On Ecosystem Services And Biodiversity: A Paneuropean Review. **Aquatic Invasions**, v. 9, n. 4, 2014.

MELO, F. V.; BROWN, G. G.; CONSTANTINO, R.; LOUZADA, J. N. C.; LUIZÃO, F. J.; MORAIS, J. W.; ZANETTI, R. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como biondicadores. **Boletim Informativo da SBCS**, 2008.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. **In:** KAGEYAMA, P. Y. et. al, ed. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. São Paulo, 2003.

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Dísponivel em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=389> acesso em: 03 Jul. 2017.

PEREIRA, G., H., A., PEREIRA, M., G., ANJOS, L., H., C., AMORIM, T., A., MENEZES, C., E., G.; Decomposição Da Serrapilheira, Diversidade E Funcionalidade De Invertebrados Do Solo Em Um Fragmento De Floresta Atlântica, **Bioscience Journal,** v. 29, n. 5, 2013.

PETRONI, D. M. **Diversidade de famílias de Coleoptera em diferentes fragmentos florestais no Município de Londrina**, PR – Brasil. 2008. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Londrina. Londrina – PR, 2008.

REASER, J. K.; MEYERSON, L. A.; CRONK, Q.; DE POORTER, M.; ELDREGE, L.G.; GREEN, E; KAIRO, M.; LATASI, P.; MACK, R. N.; MAUREMOOTOO, J.; O'DOWD, D.; ORAPA, W.; SASTROUTOMO, S.; SAUNDERS, A.; SHINE, C.; THRAINSSON, S.; VAIUTU, L. Ecological And Socioeconomic Impacts Of Invasive Alien Species In Island Ecosystems. **Environmental Conservation,** v. 34, n. 2, p. 1-14, 2007.

VILÀ, M.; ESPINAR, J. L.; HEJDA, M.; HULME, P. E.; JAROŠÍK, V.; MARON, J. L.; PERGL, J.; SCHAFFNER, U.; SUN, Y.; PYŠEK, P. Ecological Impacts Of Invasive Alien Plants: A Metaanalysis Of Their Effects On Species, Communities And Ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, n. 7, p. 702-708, 2011.

WINK, C.; QUEDES, J.V.C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDLER, A. P. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.4, n.1, 2005

WINTER, M.; SCHWEIGER, O.; KLOTZ, S.; NENTWIG, W.; ANDRIOPOULOS P.; ARIANOUTSOU, M.; BASNOU, C.; DELIPETROU, P.; DIDŽIULIS, V.; HEJDA, M.; HULME, P. E.; LAMBDON, P. W.; PERGL, J.; PYŠEK, P.; ROYL, D. B.; KÜHN, I. Plant Extinctions And Introductions Lead To Phylogenetic And Taxonomic Homogenization Of The European Lora. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 51, p. 21721-21725, 2009.

RESPOSTA DO FITOPLANCTON ÀS MUDANÇAS INDUZIDAS PELO HOMEM EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM DIFERENTES USO DO SOLO

Rosa M. C. Santana[1]
José E. L. Barbosa[2]
Daniele J. Azevedo[2]
Joana Patricio[3]

RESUMO

A estrutura da comunidade fitoplanctônica foi estudada ao longo do gradiente ambiental em dois estuários no Nordeste do Brasil submetidos a diferentes pressões antropogênicas, objetivando um melhor entendimento da resposta do fitoplâncton à perturbação. Foram avaliados índices de diversidade (Shannon-Wiener), riqueza específica, biomassa clorofiliana e abundância. A maior abundância e biomassa clorofiliana ocorreu em zonas com maiores cargas de nutrientes, indicando que sob condição de impacto há restrição de espécies, de modo que àquelas com rápido crescimento e adensamento (características r-estrategistas) são mais favorecidas. A áreas a montante tinham geralmente menor diversidade, mas com altas razoes de diversidade foi maior no período chuvoso. Em períodos com seca intensa e frequente, como no quadro de mudanças climáticas, haverá menor diversidade nessas áreas e dominância de espécies eurihalinas. Os achados reforçam a importância de implementação de programas de gestão, principalmente quando considerados estuários tropicais sob intensos padrões de urbanização e desenvolvimento de atividades antrópicas (cultivo de camarão e agricultura intensa), visando a preservação de serviços e funções ecossistêmicas.

Palavras-chave: Salinidade. Shannon-Wiener, biomassa, riqueza, abundância.

INTRODUÇÃO

Estuários são sistemas altamente dinâmicos e uma das principais características dessas áreas são os gradientes associados à mistura de água doce turva e rica em nutrientes com águas claras e pobres em nutrientes procedentes do mar (SHEN et al., 2011). Estes ecossistemas de transição, além de sustentarem grande densidade e diversidade de organismos, são também importantes do ponto de vista econômico e cultural, uma vez que são estrategicamente favoráveis ao estabelecimento de comunidades humanas e rotas comerciais (PEREIRA et al., 2010; SANTIAGO et al., 2010). Em todo o mundo, os estuários, estão sendo expostos a um conjunto cada vez mais complexo de perturbações ambientais originárias de suas bacias hidrográficas, em função dos diferentes usos do solo, modificação hidrológica e mudanças climáticas (WETZ e YOSKOWITZ, 2013).

Nestes ambientes, a comunidade fitoplanctônica é um componente chave, uma vez que constituem o ponto de partida de transferência de energia e são altamente sensíveis às mudanças das condições ambientais (CLOERN e JASSBY, 2010; SHEN et al., 2011). Sua

[1] Universidade Estadual da Paraíba, Departamento de Biologia/CCBS/LEAq, Av. Baraúnas, 351, CEP 58429-500, Campina Grande – PB. rosa_costa_santana@hotmail.com
[2] Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Departamento de Biologia/CCBS/lAq.
[3] MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra.

abundância e composição variam de acordo com as alterações das variáveis físicas e químicas como temperatura, salinidade, luz e níveis de nutrientes (GUO et al., 2008).

Estudos têm demonstrado que o enriquecimento por nutrientes afeta significativamente a comunidade fitoplanctônica, alterando sua composição, diversidade e produtividade (PIEHLER et al., 2004; ROCHELLE-NEWALL et al., 2011; GREGO et al., 2016). Em alguns casos, as descargas de nutrientes muitas vezes levam ao desenvolvimento excessivo de algas.

Desta forma, a compreensão de quais fatores conduzem mudanças na comunidade fitoplanctônica em estuários tropicais é fundamental para avaliar corretamente o impacto de enriquecimento por nutrientes e e auxiliar nas estratégias de recuperação (GOBLER et al., 2006). Muitas regiões costeiras tropicais são agora consideradas de grande risco de poluição, devido à limitada gestão ambiental em face de forte crescimento econômico e populacional (SCHAFFELKE et al., 2012). Por este motivo, o objetivo do presente estudo foi compreender os principais fatores que impulsionam as respostas da comunidade fitoplanctônica em dois estuários tropicais.

Assim, esperamos que (1) a biomassa e abundância de espécies sejam superiores quando as cargas de nutrientes forem mais elevadas; (2) a comunidade fitoplanctônica seja menos diversificada a montante de cada estuário, uma vez que essas zonas podem ser altamente eutróficas devido ao lançamento de importantes insumos de matéria orgânica, detritos e nutrientes a partir de fontes antropogênicas, industriais, urbanas e atividades agrícolas (FREIJE et al., 2008); e (3) a maior diversidade e abundância de fitoplâncton, independente do estuário, ocorra nas chuvas, uma vez que nesta época do ano há entrada de elevadas cargas de material alóctone a partir de diferentes fontes pontuais e difusas que chegam por precipitação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi conduzido em dois estuários tropicais localizados na região costeira do Nordeste do Brasil (Figura 1): o estuário Paraíba (6°57'30"S, 34°51'30"O) (Figura 1A), e o estuário Mamanguape (6º43'02"S; 35º67'46"O). O clima nos dois estuários é do tipo "As", isto é, equatorial com verão seco e chuvosas de Fevereiro a Agosto. Ao longo da costa paraibana, as marés são semi-diurnas (duas marés altas e duas marés baixas a cada 24 h).

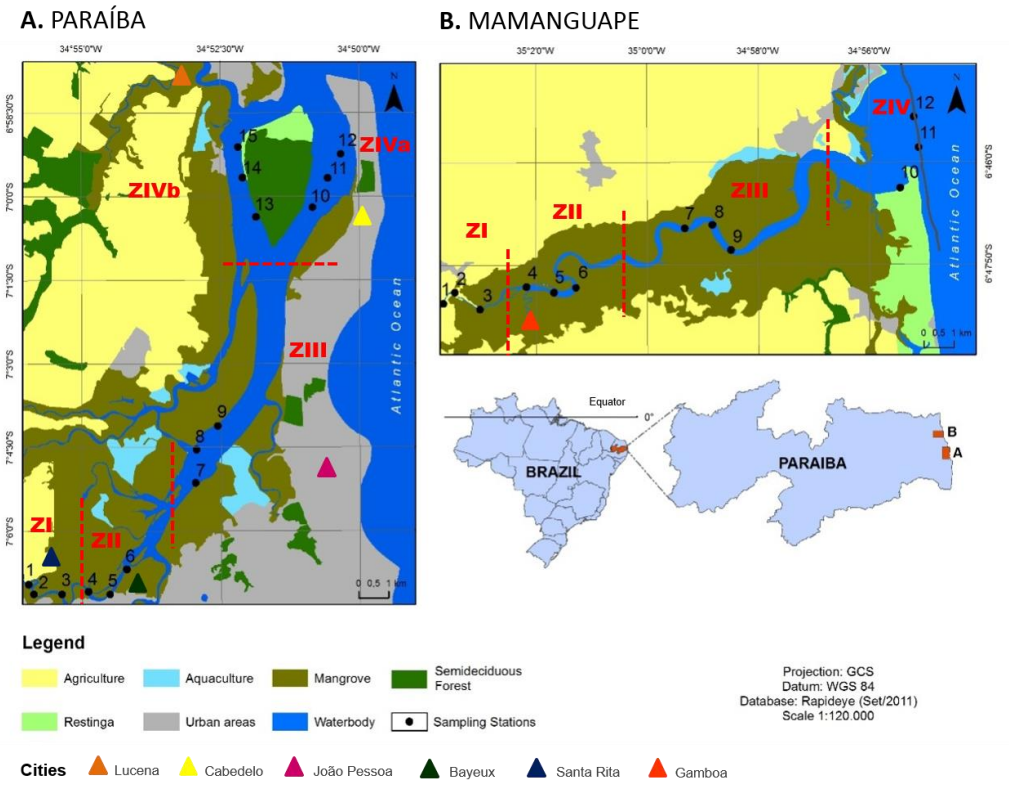


Figura 1 - Áreas de estudo, zonas (I, II, III e IV) e locais de amostragem em cada um dos estuários. **A**. Estuário do Paraíba do Norte e **B.** Estuário do Mamanguape, Paraiba, Brasil. No estuário do Paraíba, a zona IV está dividida em duas subzonas, a IVa (estações de coleta 10, 11 e 12) e a IVb (estações de coleta 13, 14 e 15) (© S. Vital).

Os dois estuários possuem uma extensa área de manguezais que crescem em volta do canal principal e dos riachos, juntamente com a mata atlântica remanescente e estão sujeitos a diferentes pressões antropogênicas. O Paraíba é o principal rio do estado e é impactado por cargas de nutrientes do escoamento de plantações de cana-de-açúcar, cultivo de camarão e descarga de águas residuais de região metropolitana da capital (+-1,1 milhão de hab.). Em contraste, o estuário Mamanguape é uma unidade de conservação de uso sustentável (área de proteção ambiental Barra de Mamanguape, IUCN categoria V), apesar de também se encontrar canaviais, carcinicultura e mangue. As cidades próximas somam um total de 66.000 habitantes.

Amostragem e procedimento laboratorial

Desenho amostral: Duas coletas foram realizadas em ambos os estuários (seco = nov/2013 e chuvoso = jul/2014), durante maré alta. Quatro zonas subtidais foram pré definidas a partir de uma coleta piloto levando em consideração salinidade, granulometria do sedimento e

profundidade (Zona I - mais a montante, Zona II, Zona III e Zona IV junto à foz). Em cada zona de foram feitas coletas em três sites, 15 sites no Paraíba e 12 no Mamanguape (Figura 1).

Variáveis ambientais: profundidade (m), salinidade, temperatura da água (°C) e turbidez (NTU), transparência da água (m); NOx-N (nitrito + nitrato, µg/L) e amônia (µg/L), P-total (µg/L), fósforo solúvel reativo (µg/L), segundo SILVA (2004). A clorofila-*a* foi extraída com acetona 90%.

Fitoplâncton: amostras qualitativas foram coletadas com rede de plâncton (20µm), acondicionadas em frascos de 200 mL e preservadas com formoldeído a 4%. A abundância foi quantificada através do método de UTERMÖHL.

Análise de dados*:* a variação da abundância, clorofila, riqueza específica, diversidade de Shannon-Wiener foi representada com gráficos boxplots. Para testar diferenças significativas dos dados abióticos e bióticos ao longo do gradiente de salinidade de cada estuário e entre os períodos de amostragem foi realizada uma PERMANOVA. O valor de significância foi obtido a partir de testes com 9999 permutações e $\alpha \leq 0,05$. Os dados de composição da comunidade fitoplanctônica foram transformados em raiz quadrada e a matriz de similaridade de Bray-Curtis foi selecionada. A matriz de Distância Euclidiana foi escolhida como matriz de similaridade. Por fim, uma série de PERMANOVA foi realizada para todas as variáveis ambientais em conjunto, a fim de testar as diferenças existentes entre os fatores considerados. A relação existente entre a abundância da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais analisadas foi verificada através da rotina *DISTLM*, considerando R^2 como critério de seleção e "Forward".

RESULTADOS

Caracterização ambiental

A salinidade variou ao longo do gradiente, conforme esperado para um sistema estuarino. Nas áreas a montante do estuário Mamanguape, a salinidade aumentou (salinidade>13) e a profundidade foi baixa na estação seca devido à falta de entrada de água doce nesta região semi-árida. Em contraste, os valores de águas oligohalina (<5) foram encontrados na estação chuvosa. As concentrações de todos os nutrientes (total de P, NH3-N e NOx-N) foram muito maiores no estuário Paraíba do que no estuário de Mamanguape ($P < 0,05$), refletindo o maior grau de perturbação antropogênica no estuário urbano. Estes resultados foram mais evidentes na estação das chuvas, embora a estação não tenha sido um fator significativo. Além disso,

foram encontradas diferenças significativas ao longo do gradiente de salinidade em relação a todos os nutrientes no estuário da Paraíba (P <0,01), com maiores concentrações de nutrientes totais nas seções a montante e no meio do estuário.

Composição fitoplanctônica

No total, nos dois estuários, foram identificados 128 taxa distribuídos entre as divisões Ochrophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Charophyta, e Euglenophyta. A divisão Ochrophyta (Bacillariophyceae) foi a mais representativa, porém diferindo em porcentagem nos dois estuários e períodos, com a maior contribuição do taxa no estuário do Mamanguape (83% - seco; 49% - chuva) em comparação com o estuário do Paraíba do Norte (51% - seca; 41% - chuva) (Figura 2).

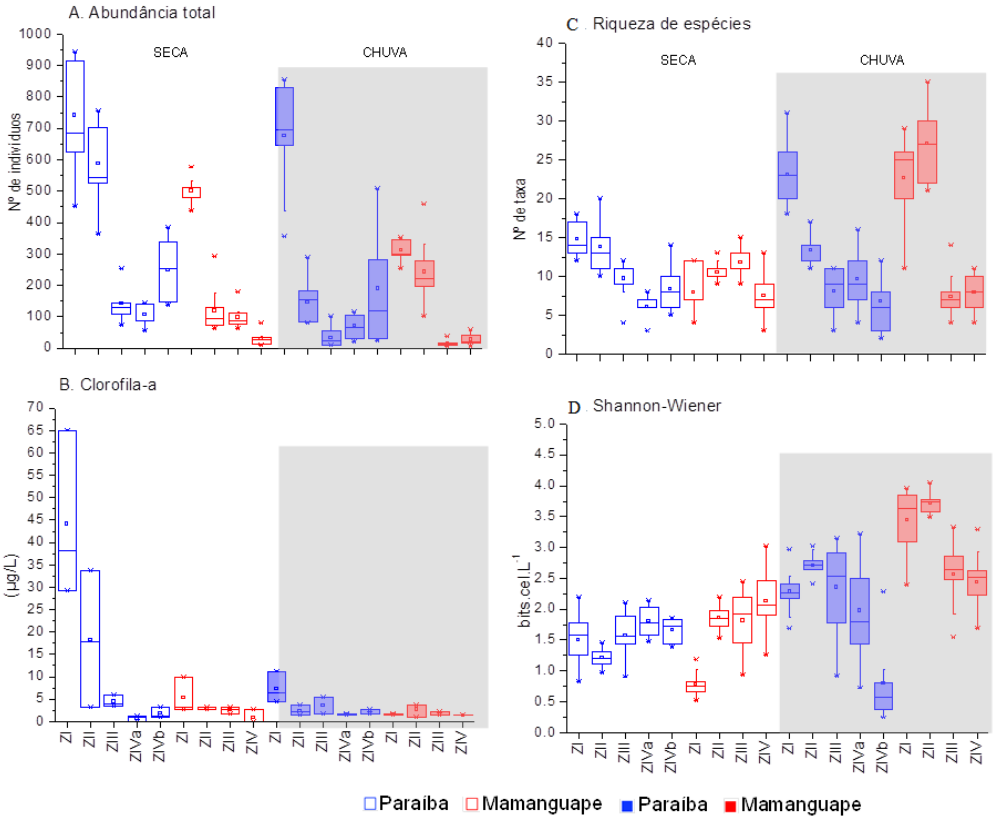


Figura 2 - Variação da abundância total (A), clorofila (B), riqueza de espécies (C) e diversidade (D) nas quatro zonas dos estuários Paraíba Mamanguape nas estações seca e chuvosa.

Nos dois estuários em estudo, observamos uma abundância total de fitoplâncton mais elevada nas zonas I e II. A ZI apresentou valores superiores às outras zonas nos dois períodos (Figura 2).

Em ambos os estuários, a composição, da comunidade fitoplanctonica foi significativamente distinta entre as zonas de cada estuário e entre os dois períodos

(Pperm<0.05). Estas diferenças estão bem representadas nas plots de ordenação do nMDS (Figura 3), com a separação clara das amostras de ambas os períodos e a formação de grupos correspondentes a cada zona ao longo do gradiente salino de cada estuário.

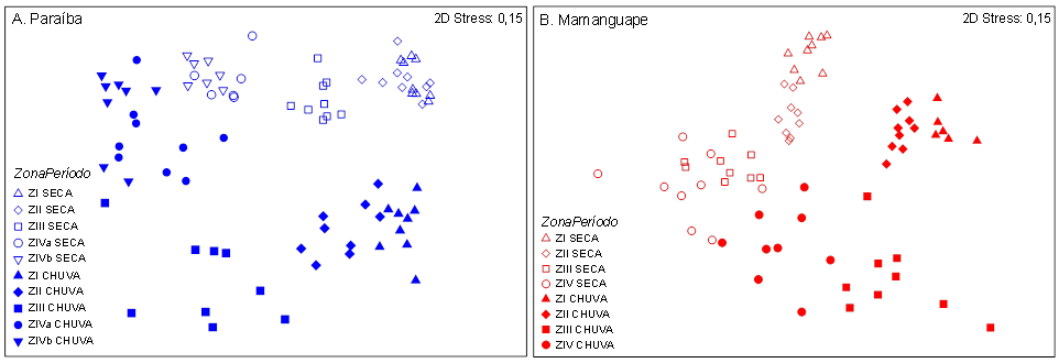


Figura 3 - Análise de ordenação (nMDS) baseada na abundância de espécies fitoplanctônicas das diferentes zonas dos estuários. A) estuário Paraíba e B) estuário Mamanguape durante o período de seca e chuva.

Nosso conjunto de dados mostra que as comunidades fitoplanctônicas dos dois estuários foram limitadas de forma distinta pelas variáveis ambientais. Além disso, observamos que as zonas estuarinas e os períodos sazonais estudados (seco e chuvoso) são segregados por diferentes condicionantes ambientais (Figura 4a e b).

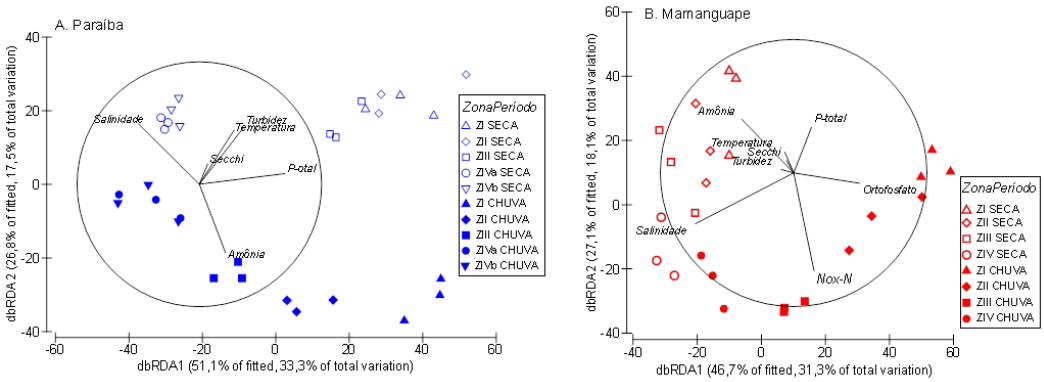


Figura 4 - Variáveis preditivas da distribuição da comunidade fitoplanctônica, com base em "Análise de redundância baseada em distância" (dbRDA) para os modelos de *DISTLM* dos estuários: A) Paraíba e B) Mamanguape, em função das variáveis ambientais selecionadas.

DISCUSSÃO

Considerando os aspectos estruturais da comunidade fitoplanctônica, observamos que as maiores taxas de biomassa clorofiliana e abundância ocorreram onde houve altas cargas de nutrientes, assim como esperávamos. Os picos de abundância e biomassa do fitoplâncton em estuários com enriquecimento de nutrientes, advindos de atividades antropogênicas, ocorrem frequentemente como uma resposta oportunista à associação entre altas razões de nutrientes e

disponibilidade de luz (PAINTING et al., 2007; PAN et al., 2016). No entanto, um condicionante natural importante para a distribuição da abundância do fitoplâncton em nosso estudo foi a salinidade. Observamos que seu efeito sobre a comunidade ocorreu de forma antagônica entre os dois estuários. No estuário Paraíba a salinidade foi preditora para a abundância na zona mais próxima a foz, mostrando influência positiva. No estuário Mamanguape, nessa mesma zona, foi registrada as menores taxas na abundância e riqueza específica na comunidade, indicando que este condicionante tem efeito negativo sobre as referentes métricas biológicas.

Nos dois estuários, a diversidade do fitoplâncton foi mais elevada nas zonas mais próximas a foz, confirmando nossas expectativas (Paraíba: ambos os períodos – exceto ZIVb, no período chuvoso; Mamanguape: período seco). O fato da menor diversidade ter sido registrada nas zonas mais próxima à entrada do rio, pode ser atribuído ao alto nível de nutrientes em zonas a montante, o que favorece a dominância ou co-dominância de poucas espécies, tendo como consequência, uma baixa diversidade (BARROSO et al., 2016).

O padrão de flutuação observado para a estrutura do fitoplâncton indica que as espécies respondem tanto aos condicionantes ambientais naturais, quanto aos fatores resultantes de stress antropogênico. Este padrão fica claro quando analisamos quais variáveis ambientais seriam direcionadoras para a distribuição da abundância das espécies tanto espacial (entre as zonas ao longo dos estuários) quanto temporalmente (entre o período de seca e chuva) refletidos na dbRDA, sendo influenciados principalmente pelos nutrientes, salinidade e turbidez.

CONCLUSÕES

Em estuários tropicais submetidos à condições de impacto, observa-se um padrão de flutuação do fitoplâncton semelhante ao que foi encontrado, com uma maior abundância e biomassa clorofiliana ocorrendo em zonas com maiores cargas de nutrientes, indicando que sob condição de impacto há restrição de espécies, de modo que àquelas com rápido crescimento e adensamento (caracterísitas r-estragistas) são as mais favorecidas.

Em condições de impacto ou degradação ambiental há o zoneamento da comunidade fitoplânctônica, com diversidade restrita em zonas à montante, mas com altas razoes de diversidade no período chuvoso. Esse padrão indica que, em períodos com seca intensa e frequente, como no quadro de mudanças climáticas, haverá menor diversidade nessas áreas e dominância de espécies eurihalinas.

Ressaltamos a importância de implementação de programas de gestão, principalmente quando considerados estuários tropicais sob intensos padrões de urbanização e desenvolvimento de atividades antrópicas (cultivo de camarão e agricultura intensa), visando a preservação de serviços e funções ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

SHEN, P. P.; LI, G.; HUANG, L. M.; ZHANG, J. L.; TAN, Y.H. Spatio-temporal variability of phytoplankton assemblages in the Pearl River estuary, with special reference to the influence of turbidity and temperature**.** **Continental Shelf Research**, v. 31, p. 1672– 1681, 2011.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D.: Patterns and Scales of Phytoplankton Variability in Estuarine-Coastal Ecosystems, **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 33, 230–241, 2010.

PAINTING, S. J.; DEVLIN, M. J.; MALCOLM, S. J.; PARKER, E. R.; MILLS, D. K.; MILLS, C.; TETT, P.; WITHER, A.; BURT, J.; JONES, R.; WINPENNY, K. Assessing the impact of nutrient enrichment inestuaries: susceptibility to eutrophication. **Marine Pollution Bulletin,** v. 55, p. 74-90, 2007.

BARROSO, H. D. S., BECKER, H.; MELO, V. M. M. Influence of river discharge on phytoplankton structure and nutrient concentrations in four tropical semiarid estuaries. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 37-48, 2016.

SCHAFFELKE, B.; CARLETON, J.; SKUZA, M.; ZAGORSKIS, I.; FURNAS, M.J. Water quality in the inshore Sound system. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, p. 127–138, 2012.

GOBLER, C.J., BUCK, N.J., SIERACKI, M.E., SANUDO-WILHELMY, S.A. Nitrogen and silicon limitation of phytoplankton communities across an urban estuary: The East River-Long Island, 2006.

GREGO, C.K.S., FEITOSA, F. A., CUNHA, M. D. G. G. S., DA SILVA, M. H.,; NUNES, R. V. Produtividade Fitoplanctônica em um estuário impactado do litoral norte de Pernambuco-rio Timbó (Paulista). **Tropical Oceanography,** v. 44, 2016.

ROCHELLE-NEWALL, E. J., CHU, V. T., PRINGAULT, O., AMOUROUX, D., ARFI, R., BETTAREL, Y. Phytoplankton diversity and productivity in a highly turbid, tropical coastal system (Bach Dang Estuary, Vietnam). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2317 – 2329, 2011.

PRODUÇÃO DE ÉSTERES A PARTIR DE ÓLEO ESSENCIAL DE CITRONELA VIA ESTERIFICAÇÃO ENZIMÁTICA EM SISTEMA LIVRE DE SOLVENTE

Bruna M. S. Puton[1]
Julia L. Bernardi[2]
Gabriel Wiater[2]
Leidiane Falcão[2]
Carolina E. D. Oro[2]
Albanin A. Mielniczki-Pereira[2]
Natalia Paroul[2]
Rogério L. Cansian[2]

RESUMO

Os produtos gerados via catálise enzimática são considerados naturais e geram compostos de alto valor agregado. A utilização de lipases na síntese enzimática apresenta diversas vantagens, como altos rendimentos e reduzida ocorrência de subprodutos. Neste trabalho foi estudada a produção enzimática de ésteres a partir do óleo de citronela em sistema livre de solvente orgânico, utilizando como biocatalisador a lipase comercial imobilizada Novozym 435. Para a produção de acetato de citronelila e acetato de geranila foram utilizados como substratos o anidrido acético e o óleo de citronela comercial. Para determinação das condições experimentais que maximizem a síntese dos ésteres, foi realizado um planejamento experimental variando-se a razão molar e a concentração de enzima. O tempo de reação, a temperatura e agitação do sistema foram fixados, respectivamente, em 6 horas, 50ºC e 150 rpm. A quantificação do éster foi realizada por cromatografia gasosa e a determinação da conversão das reações foi feita acompanhando-se a redução na área do sinal do agente limitante. A máxima conversão de acetato de citronelila (99,6%) foi alcançada na razão molar 5:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima de 1% (m/m substratos), na temperatura de 50°C, 150 rpm e 6 horas de reação. O máximo rendimento de acetato de geranila (99,6%) foi alcançado na razão molar 3:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima 5,5% (m/m substratos), na temperatura de 50°C, 150 rpm e 6 horas de reação. A esterificação enzimática do óleo de citronela mostrou-se uma técnica promissora na obtenção de ésteres, resultando em boas taxas de rendimento de conversão.

Palavras-chave: Esterificação. Óleo de citronela. Novozym 435. Acetato de citronelila. Acetato de geranila.

INTRODUÇÃO

Os produtos gerados a partir de fontes naturais via catálise enzimática ou via biotransformação como, por exemplo a síntese enzimática de ésteres, são considerados naturais e geram compostos de alto valor agregado (HASAN et al., 2006; NYARI, 2013). O emprego de enzimas na produção de ésteres vêm ganhando importância industrial com o aumento da conscientização sobre questões ambientais (DA SILVA, 2014), uma vez que o uso de lipases na síntese enzimática apresenta diversas vantagens, como altos rendimentos com temperatura próxima da ambiente, geração de produtos de qualidade, economia de energia e reduzida ocorrência de subprodutos. Além disso, o uso de lipases na indústria

[1] Mestranda em Engenharia de Alimentos, Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Regional Integrada do Ato Uruguai e das Missões - URI Erechim, brunnaputon@hotmail.com.
[2] Universidade Regional Integrada do Ato Uruguai e das Missões, Erechim - RS.

permite o desenvolvimento de processos tecnológicos muito próximos aos processos executados pela natureza (PAROUL, 2011).

Cymbopogon winterianus Jowitt, conhecida popularmente como citronela, pertence à família Poaceae e seu óleo essencial possui ação inseticida e de repelência contra mosquitos e moscas (RAJA et al., 2000). O óleo essencial de citronela apresenta em sua constituição uma mistura de componentes, sendo o citronelal (3,7-dimetil-6-octenal) o seu principal composto, com concentração entre 34-58,7%. Outros componentes também estão presentes, como geraniol (14,6-29%), citronelol (10-18,8%) e geranil acetato (12,4-25,8%) (ROCHA et al., 2000). Baranauskiene et al. (2006) encontraram 8,7% de citronelol e 16,4% de geraniol no óleo essencial de citronela, sendo estes os álcoois disponíveis como substratos para a reação de esterificação.

Dentro deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de um processo biotecnológico para produção de acetato de citronelila e acetato de geranila a partir do óleo essencial de citronela (*Cymbopogon winterianus*), utilizando-se a lipase comercial imobilizada Novozym 435.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a reação de esterificação e produção de acetato de citronelila e acetato de geranila, foram utilizados como substratos o anidrido acético e o óleo de citronela comercial. A enzima utilizada foi a lipase comercial imobilizada Novozym 435, produzida por fermentação submersa a partir do micro-organismo *Candida antarctica* e imobilizada em resina acrílica macroporosa, com tamanho de partícula entre 0,3-0,9 mm, densidade de aproximadamente 430 Kg/m^3 e conteúdo de água entre 1-2%, sendo uma lipase termoestável com uma atividade ótima na faixa de temperatura entre 40-80ºC.

Para determinação das condições experimentais de maximização da síntese dos ésteres, foi realizado um planejamento experimental (Tabela 1) variando-se a razão molar (RM) e a concentração de enzima ([E]).

Tabela 1 – Niveis e variáveis estudados para a produção enzimática de acetato de citronelila e acetato de geranila a 50 ºC, 150 rpm e 6 horas.

Níveis/Variáveis	RM (mol:mol) (anidrido acético/óleo)	[E] (%) (m/m substratos)
-1	1:1	1
0	3:1	5,5
1	5:1	10

A reação de esterificação enzimática foi conduzida em um agitador rotativo, onde os erlenmeyers com a mistura reacional dos reagentes e enzima foram deixados sob agitação e temperatura de 50°C. O tempo de reação e agitação do sistema foram fixados, respectivamente, em 6 horas e 150 rpm.

A quantificação do éster foi realizada por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu GC-2010 equipado com processador de dados. As análises foram realizadas utilizando coluna capilar de sílica fundida INOWAX (30m x 250µm i.d.), 0,25µm de espessura de filme e detector FID. A determinação da conversão das reações foi feita acompanhando a redução na área do sinal do agente limitante. Para a análise estatística foi utilizado o software Statistica® 5.0 (Statsoft Inc., EUA), em todos os casos estudados um nível de confiança de 95% ($p < 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Visando avaliar o efeito das variáveis independentes na produção de acetato de citronelila e acetato de geranila, a partir de óleo de citronela, realizou-se um planejamento experimental 2^2 com triplicata do ponto central, totalizando 7 experimentos. As variáveis estudadas foram concentração de enzima (m/m substratos) e razão molar anidrido acético/óleo. A Tabela 2 apresenta a matriz do planejamento com os valores reais e codificados das variáveis independentes e as conversões de acetato de citronelila e acetato de geranila para a lipase comercial Novozym 435.

De acordo com a Tabela 2, pode-se observar que o ensaio 2 conduziu a uma maior conversão em acetato de citronelila, alcaçando um valor de 99,6% de produto nas condições: razão molar 5:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima de 1% (m/m substratos), na temperatura de 50ºC, 150 rpm por 6 horas.

Tabela 2 - Matriz do planejamento experimental (valores codificados e reais) com as respostas em termos de conversão em acetato de citronelila e acetato de geranila, a 50 ºC, 150 rpm e 6 horas.

Ensaio	RM (anidrido acético/óleo)	[E] (m/m substratos)	Conversão de acetato de citronelila (%)	Conversão de acetato de geranila (%)
1	-1 (1:1)	-1 (1%)	87,80	88,45
2	1 (5:1)	-1 (1%)	99,60	98,70
3	-1 (1:1)	1 (10%)	35,85	47,45
4	1 (5:1)	1 (10%)	91,24	88,42
5	0 (3:1)	0 (5,5%)	99,12	99,59
6	0 (3:1)	0 (5,5%)	99,24	99,50
7	0 (3:1)	0 (5,5%)	99,21	99,59

A conversão máxima obtida para o acetato de geranila foi de 99,6%, nas condições: razão molar 3:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima de 5,5% (m/m substratos), na temperatura de 50ºC, 150 rpm por 6 horas.

Os dados apresentados na Tabela 2 foram tratados estatísticamente e os efeitos das variáveis independentes na produção de acetato de citronelila e acetato de geranila estão apresentados na Figura 1 e 2, respectivamente.

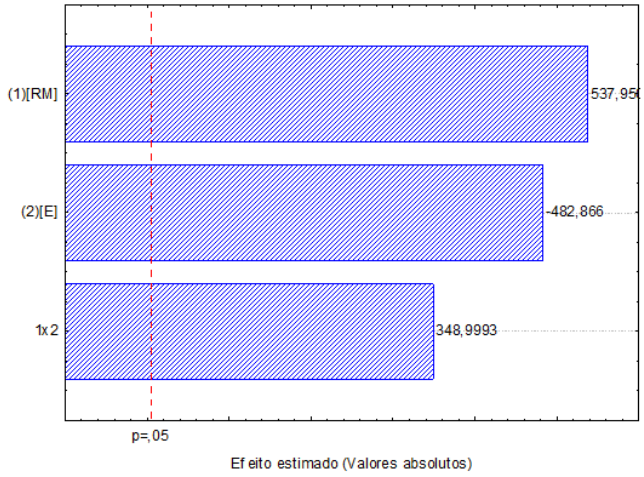


Figura 1 - Gráfico de Pareto da produção de acetato de citronelila (6 horas de reação a 50ºC).

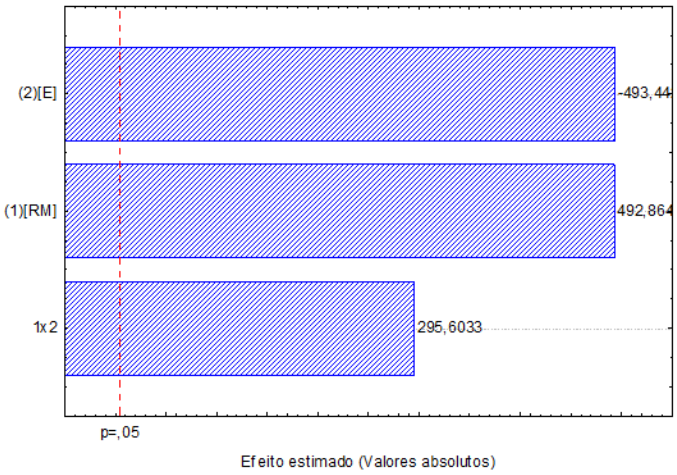


Figura 2 - Gráfico de Pareto da produção de acetato de geranila (6 horas de reação a 50ºC).

Na Figura 1 e 2 é possível observar que a variável razão molar apresentou efeito significativo positivo, indicando que maiores níveis conduzem a maiores conversões, por outro lado a variável concentração de enzima, mostrou efeito significativo negativo indicando que menores níveis conduzem a maiores conversões, tanto de acetato de citronelila quanto de

acetato de geranila. O efeito negativo da concentração de enzima na produção de acetato de citronelila e acetato de geranila indica que, reduzindo-se a concentração de enzima, as altas taxas de produção podem ser mantidas, possibilitando a economia de enzima. Contudo, um aumento na razão molar pode aumentar o rendimento da reação (PAROUL, 2011).

Paroul (2011) utilizou a técnica de planejamento de experimentos e análise de superfície de resposta para otimizar as condições de produção de citronelil oleato e citronelil propionato. Em 6 horas de reação o maior rendimento em citronelil oleato foi de 98,9%, obtido para razão molar dos reagentes de 1:1 e concentração de enzima 10% (m/m substratos). Os efeitos das variáveis independentes para este éster mostraram que a razão molar e concentração de enzima tiveram efeitos significativos ($p < 0,05$) negativo e positivo, respectivamente. Os maiores rendimentos para citronelil propionato (92,9%) foi obtido em 6 horas de reação com concentração de enzima de 10% (m/m substratos), razão molar de 1:1 e temperatura de 60°C. A partir da análise estatística dos dados obtidos observou-se que em 6 horas de reação todas as variáveis tiveram efeitos significativos ($p < 0,05$). A concentração de enzima apresentou um efeito positivo, e temperatura e a razão molar apresentaram efeitos negativos.

CONCLUSÕES

A reação de esterificação enzimática do óleo de citronela para a produção de acetato de citronelila e acetato de geranila utilizando como catalisador a lipase comercial imobilizada Novozym 435 se mostrou uma técnica promissora na obtenção de ésteres, resultando em boas taxas de rendimento de conversão. A máxima conversão de acetato de citronelila (99,6%) foi alcançada na razão molar 5:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima de 1% (m/m substratos), na temperatura de 50°C, 150 rpm e 6 horas de reação. Já o máximo rendimento de acetato de geranila (99,6%) foi alcançado na razão molar 3:1 (anidrido acético/óleo), concentração de enzima 5,5% (m/m substratos), na temperatura de 50°C, 150 rpm e 6 horas de reação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, FAPERGS e URI pela concessão de bolsas e/ou apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARANAUSKIENE, R.; VENSKUTONIS, P. R.; DEWETTINCK, K.; VERHÉ, R. Properties of oregano (*Origanum vulgare* L.), citronella (*Cymbopogon nardus* G.) and marjoram (*Majorana hortensis* L.) flavors encapsulated into milk protein-based matrices. **Food Research International**, v. 39, p. 413–425, 2006.

DA SILVA, J. B. **Produção de acetato de isoamila via esterificação enzimática em sistema livre de solvente.** 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – URI Câmpus Erechim, RS, 2014.

HASAN, F.; SHAH, A. A.; HAMEED, A. Industrial aplications of microbial lipases. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 39, p. 235-251, 2006.

NYARI, N. L. D. **Estudo da Imobilização de Lipase de Candida antarctica B em Poliuretano.** 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – URI Câmpus Erechim, RS, 2013.

PAROUL, N. **Síntese enzimática de ésteres aromatizantes a partir de diferentes substratos em sistema livre de solvente orgânico**. 2011. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, 2011.

RAJA, N. et al. Effect of volatile oils in protecting stored *Vigna unguiculata* (L.) Walpers against allosobruchus maculatus (F.) (Coleóptera: Bruchidae) infestation. **Journal of Stored Products Research**, v.37, n.2, p.127-132, 2000.

ROCHA, S. F.R; MING, L.C; MARQUES, M. O. M. Influência de cinco temperaturas de secagem no rendimento e composição do óleo essencial de Citronela (*Cymbopogon winterianus* Jowitt). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v. 3, n. 1, p. 73-78, 2000.

TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE CITRONELA (*Cymbopogon winterianus*) ESTERIFICADO SOBRE LARVAS DE *Artemia salina*

Leidiane Falcão[1]
Júlia B. Lisboa[2]
Gabriel Wiater[2]
Bruna S. Puton[2]
Carolina D. Oro[2]
Albanin A.M. Pereira[2]
Natália Paroul[2]
Rogério L. Cansian[2]

RESUMO

Plantas tem sido utilizadas com fins medicinais desde tempos imemoriais, este fato decaiu conforme aumentou o uso de produtos químicos sintéticos. Tal fato ocasionou o aumento da preocupação em se utilizar produtos naturais e biodegradáveis (menor agressão ao ambiente e aos consumidores). Citronela (*Cymbopogon winterianus*) é uma planta medicinal utilizada com muitos propósitos, seu óleo essencial apresenta propriedades inseticidas entre outras. Neste estudo o óleo essencial de citronela foi esterificado e utilizado para testar toxicidade em nauplios de *Artemia salina* (microcrustáceo de águas salinas). O objetivo do estudo foi avaliar a toxicidade do óleo essencial de *C. winterianus*, na forma esterificada, sobre larvas de *A. salina* (DL_{50}), visando a obtenção de inseticida biológico. A DL_{50} foi de 3,52 µg/mL em 24 horas de exposição e 6,27 µg/mL em 6 horas de exposição, sugerindo que o óleo essencial de citronela esterificado pode ser aplicado como materia prima para confecção de bioinseticida.

Palavras-chave: Bioinseticida. Bioensaios. Inseticida biológico.

INTRODUÇÃO

Seres humanos têm utilizado, em diversos aspectos, plantas e seus subprodutos desde tempos ancestrais. Porém, o uso de plantas decaiu quando o uso de produtos químicos sintéticos se intensificou. Neste sentido, atualmente a preocupação com a saúde pública e com a segurança ambiental trouxe novamente a busca de novos produtos naturais, que sejam eficientes no controle de pestes (AMER e MEHLHORN, 2006) e que apresentem menor risco de toxicidade ao ambiente e aos humanos.

Segundo Amer e Mehlhorn (2006), com a vigente tecnologia, encontrar compostos químicos que possuam componentes com propriedades repelentes e os utilizar como ingredientes ativos em produtos com essa finalidade, se tornou muito mais simples. O uso abusivo de inseticidas sintéticos tem diversos efeitos negativos, o que acaba gerando uma maior atenção à produtos de cunho natural (COOPING e MENN, 2000; ISMAN, 2006)

Óleos essenciais, que são complexos compostos voláteis isolados de um grande número de plantas, tem apresentado propriedades inseticidas contra inúmeros artrópodes hematófagos, sendo certas plantas já conhecidas e utilizadas com tal propósito (CURTIS et

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Departamento de Ciências Biológicas. Av. Sete de Setembro, 1621, 99700-000, Erechim – RS, leidianefalcao@yahoo.com.br.
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim.

al., 1989). Modificações químicas podem melhorar a performance dos óleos essências em relação a sua atividade biológica. Por exemplo, Vanin (2014) utilizando o óleo essencial de cravo (*Carophyllus aromaticus*), puro e esterificado, testou a concentração inibitória mínima e a toxicidade frente a náuplios de *Artemia salina*. Seus resultados demonstraram que tanto o óleo puro (DL_{50} = 0,5993 µg/mL) quanto o éster (DL_{50} = 0,1178 µg/mL) apresentaram potencial tóxico, porém o éster apresenta maior toxicidade em relação ao óleo puro.

A planta foco deste trabalho é a citronela (*Cymbopogon winterianus* Jowitt), que pertence à família Poaceae. É uma planta perene, formadora de rizoma (WIJESEKERA et al., 1973), sendo considerada uma planta medicinal e, devido à grande procura pelo seu óleo essencial, tem se tornado importante no Brasil, tanto no mercado interno, quanto para exportação (ROCHA et al., 2000). Por outro lado, o organismo teste deste estudo foi a *Artemia salina* L. (Artemiidae). Este organismoé de um microcrustáceo que faz parte da fauna de águas salobras, tendo grande importância na cadeia alimentar destes ambientes (SANCHEZ FORTUN et al., 1995), sendo muito utilizada em ensaios laboratoriais para determinar a concentração letal mediana (CL_{50}) (LEWAN et al., 1992).

Segundo Vanhaecke et al. (1981), algumas das vantagens de se usar *A. salina* como organismo teste em ensaios de toxicidade são a disponibilidade para compra no comércio, sendo necessária apenas uma pequena quantidade para o cultivo, o que torna o preço insignificante. Como não há necessidade de manutenção, são eliminadas as dificuldades na criação. Além disso, após o cultivo, é possível ter uma grande quantidade de organismos com a mesma idade e fisiologia para os ensaios. O objetivo deste trabalho foi avaliar a toxicidade do óleo essencial de *C. winterianus*, na forma esterificada, sobre larvas de *A. salina*, visando a obtenção de inseticida biológico.

MATERIAL E MÉTODOS

O óleo esterificado foi obtido previamente por reação entre anidrido acético e óleo de citronela comercial, na presença de lipase comercial imobilizada Novozym 435. Para a avaliação toxicológica, foi utilizada a metolodologia de Meyer et al. (1982), com algumas modificações. Cistos de *A. salina* foram colocados em recipiente de vidro com solução salina artificial (10 g de sal marinho/1 L de água destilada/0,7 g de bicarbonato de sódio) com iluminação artificial, sob aeração e controle da temperatura (24°C) para a eclosão dos ovos. Após 24 h de incubação, as larvas foram retiradas para o ensaio por sucção com o auxílio de uma pipeta Pasteur.

Para os bioensaios de letalidade utilizando o óleo comercial de citronela esterificado, foram utilizadas as seguintes concentrações (1,0 µg/mL; 2,5 µg/mL; 5,0 µg/mL, 7,5 µg/mL, 10 µg/mL, 25 µg/mL, 40 µg/mL) + 2% DMSO (dimetilsulfóxido). Após o período de incubação, 40 náuplios de *A. salina* foram colocados em placas de Petry juntamente com 20 mL de cada concentração de óleo esterificado, o procedimento foi feito em triplicata. As soluções foram preparadas em 2% de DMSO e avolumadas com solução salina artificial (preparada anteriormente), sendo o controle avaliado nesta solução sem a adição de óleo esterificado. Os controles foram utilizados também para se ter certeza de que a mortalidade observada dos náuplios de *A. salina* fosse resultante da toxicidade ao composto e não devido à falta de alimentação (CARBALLO et al., 2002).

Após 24 h de exposição, foi realizada contagem dos náuplios vivos e mortos, sendo considerados vivos todos aqueles que apresentaram qualquer tipo de movimento quando observados próximos a uma fonte luminosa por 10 segundos. Foram considerados válidos os testes nos quais o controle apresentou mortalidade igual ou inferior a 10 % da população.

RESULTADOS

Os resultados do ensaio toxicológico demonstraram que o percentual de morte aumenta conforme a concentração, atingindo o percentual máximo de mortalidade (100%) na concentração de 7,5 µg/mL em 24 h. Na ausência do óleo essencial não foi observada mortalidade (branco). Utilizando-se a equação y=14,34x-0,414 encontrou-se o seguinte valor para DL_{50} = 3,52 µg/mL (Figura 1).

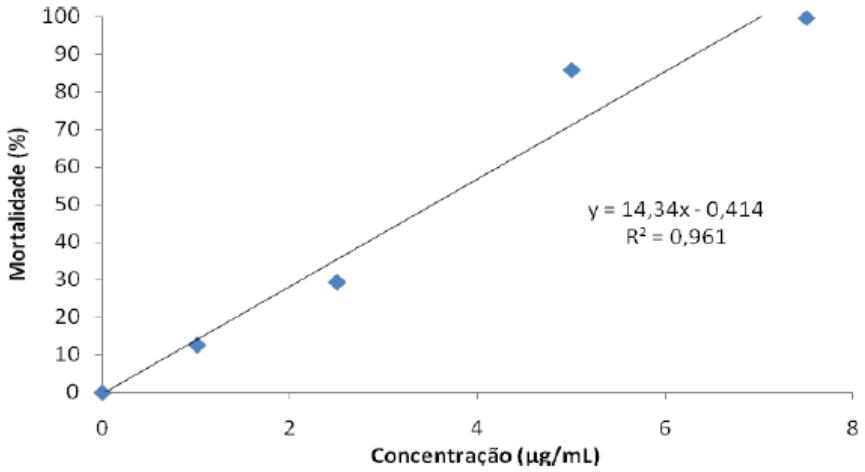


Figura 1 - Percentual de mortalidade de *Artemia salina* de acordo com as concentrações de óleo essencial de Citronela esterificado em 24 horas de exposição.

No tratamento de menor tempo (6 h) o percentual máximo de mortalidade (100%) ocorreu com a concentração de 10 µg/mL e utilizando-se a equação y=9,730x-11,08 encontrou-se o seguinte valor para DL_{50} = 6,27 µg/mL (Figura 2).

A mortalidade apresentada foi dependente da concentração e do tempo de exposição. Em 6 horas são necessárias maiores concentrações de óleo esterificado para que se observe o efeito de toxicidade, quando comparado com o tempo de 24 horas, no qual a toxicidade foi observada com concentrações mais baixas do óleo esterificado.

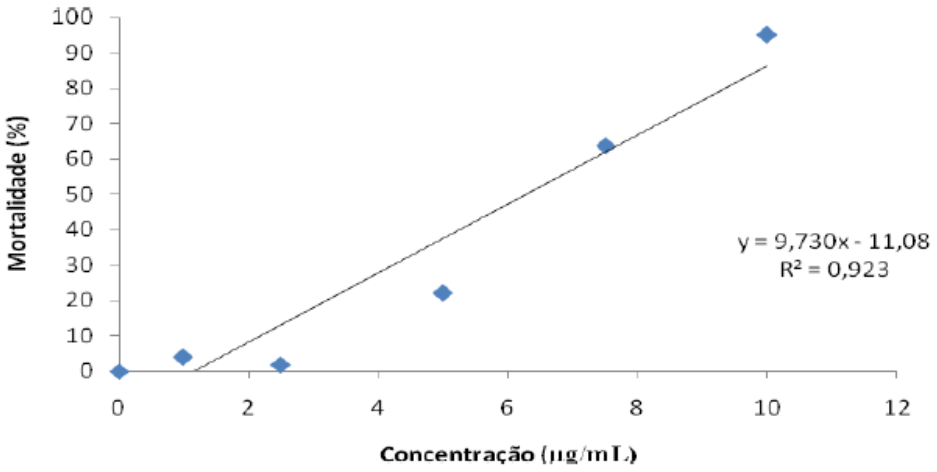


Figura 2 - Percentual de mortalidade de *Artemia salina* de acordo com as concentrações de óleo essencial de Citronela esterificado em 6 horas de exposição.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos na avaliação da dose letal média necessária para haver morte de 50% dos náuplios de *A. salina* com o óleo essencial esterificado de Citronela, nos mostram que o óleo essencial esterificado pode ser considerado com bom potencial bioativo/tóxico. Meyer et al. (1982) define substâncias tóxicas em testes com *A. salina* quando estas apresentam DL50 < 1000 µg/mL. Há vários trabalhos publicados na literatura que indicam a atividade larvicida de vários óleos essenciais, incluindo *C. winterianus*.

Sendo *A. salina* um microcrustáceo amplamente utilizado como indicador de toxicidade em bioensaios que utilizam DL_{50} como parâmetro de avaliação da atividade biológica, Rodrigues et al. (2013) investigou a composição e as atividades moluscidas e larvicidas do óleo essencial de *C. winterianus*, o óleo foi obtido via hidrodestilação, com concentrações de 10 a 1000 mg/L. Como resultados, os autores obtiveram uma toxicidade que consideraram moderada (DL_{50} = 181 mg/L), frente aos náuplios de *A. salina*.

Furtado et al. (2005) comprovou a atividade larvicida de alguns óleos essenciais (*Ageratum conyzoides* L., *Cymbopogon citratus* Stapf, *Lippia sidoides* Chamisso., *Ocimum gratissimum* L., *Ocimum basilicum purpurascens* Benth, *Ocimum tenuiflorum* Linn, *Cymbopogon winterianus* Jowitt, *Vanillosmopsis arborea* Baker e *Tagetes minuta*) entre eles o óleo de Citronela (*C. winterianus*), contra larvas de *Aedes aegypti*, as larvas ficaram expostas por um período de 24 horas. Como resultado, todos os óleos apresentaram atividade larvicida contra *A. aegypti*, porém o resultado mais relevante (CL_{50} = 15,91 mg/mL) foi o óleo essencial de *V. arborea*.

Costa et al. (2008), avaliaram a atividade antibacteriana, toxicidade e identificação dos componenetes químicos do óleo essencial de *Croton zehntneri*, nos testes de toxicidade frente à *A. salina* o resultado ativo foi de CL_{50} < 100 µg/mL.

CONCLUSÕES

A dose letal mediana (DL_{50}) do óleo essencial de citronela esterificado sobre náuplios de *A. salina* foi de 3,52 µg/mL em 24 horas de exposição e 6,27 µg/mL em 6 horas de exposição. Tais resultados sugerem que o óleo essencial de Citronela esterificado tem um potencial interessante para ser aplicado na formulação de inseticidas biológicos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a URI-Campus Erechim, pelo apoio e material cedido, e ao CNPQ pelo fornecimento das bolsas de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMER, A.; MEHLHORN, H. Repellency effect of forty-one essential oils agaist Aedes, Anopheles, and Culex mosquitoes. **Parasitology Research**, v. 99, p. 478-490, 2006.

CURTIS, C.; LINES, J.; LU, B.; RENZ, A. **Natural and synthetic repellents.** In: Curtis, C.F. (Ed.). Appropriate Tecnology in Vector Control. CRC Press, Florida. Chapter 4. 1989.

CARBALLO, J.L.; HERNÁNDEZ-INDA, Z.L.; PÉREZ, P.; GARCÍA-GRÁVALOS, M.D. A comparison between two brine shrimp assays to detect in vitro cytotoxicity in marine natural products. **BMC Biotechnology**, v.2, n. 17, 2002.

COOPING, L.G., MENN, J.J. Biopesticides: a review of their action, applications and efficacy. **Pest Management Science**, v. 56, p. 651-676, 2000.

COSTA, J.G.M.; RODRIGUES, F.F.G.; ANGÉLICO, E.C.; PEREIRA, C.K.B.; SOUZA, E.O.; CALDAS, G.F.R.; SILVA, M.R.; SANTOS, N.K.A.; MOTA, M.L.; SANTOS, P.F. Composição química e avaliação da atividade antibacteriana e toxicidade do óleo essencial de Croton zehntneri (variedade estragol). **Revista Brasileira de Farmacognosia**. v. 18, n.4, p. 583-586, 2008.

FURTADO, R.F.; LIMA, M.G.A.; NETO, M.A.; BEZERRA, J.N.S.; SILVA, M.G.V. Atividade larvicida de óleos essenciais contra Aedes aegypti L. (Diptera: Culicidae). **Neotropical Entomology**. v. 34, n. 5, p. 843-847, 2005.

ISMAN, M.B. Botanical insecticides, deterrents, and repellents in modern agriculture and an increasingly regulated world. **Annual Review of Entomology**. v. 51, p. 45-66, 2006.

LEWAN, L.; ANDERSSON, M.; MORALES-GOMEZ, P. The use of Artemia salina in toxicity testing. **Alternatives To Laboratory Animals**. v. 20, p. 297-301, 1992.

MEYER, B.N.; FRERRIGNI, N.R.; PUTNAM, J.E.; JACOBSEN, L.B.; NICHOLS, D.E.; McLAUGHLIN, J.L. Brine Shrimp: A Convenient Geral Biosaay for Active Plant Constituents. **Journal of Medicinal Plant Research**. v.45, p. 31-34, 1982.

ROCHA, R.P. Avaliação do processo de secagem e produção de óleo essencial de guaco. UFV. Viçosa, 2002.

RODRIGUES, K.A.F.; DIAS, C.N.; AMARAL, F.M.M.; MORAES, D.F.C.; MOUCHREK FILHO, V.E.; ANDRADE, E.H.A.; MAIA, J.G.S. Molluscicidal and larvicidal activities and essential oil composition of Cymbopogon winterianus. **Pharmaceutical Biology**. v. 51, n. 10, p. 1293-1297, 2013.

SANCHEZ-FORTÚN, S., SANZ-BARRERA, F.; BARAHONA-GOMARIZ, M.V. Acute toxicities or selected insecticides to the aquatic arthropod Artemia salina. **Bulletin of Enviromental Contamination and Toxicology**. v.54, Issue 1, p. 76-82, 1995.

VANHAECKE, P.; PERSOONE, G.; CLAUS, C.; SORGELOOS, P. Proposal for a short-term toxicity test with Artemia Nauplii. **Ecotoxicology and environmental safety**. v. 5, p. 382-387, 1981.

VANIN, A.; ORLANDO, T.; PIAZZA, S.P.; PUTON, B.M.; CANSIAN, R.L.; OLIVEIRA, D.; PAROUL, N. Antimicrobial and antioxidant activities of clove essential oil and eugenyl acetate produced by enzymatic esterification. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 174, n. 4, p. 1286-1298, 2014.

WIJESEKERA, R.O.; JAYEWARDENE, A.L.; FONSEKA, B.D. Varietal diferences in the constituents of citronela oil. **Phytochemistry**. v.12, n.11, p.2697-04, 1973.

TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Cymbopogon winterianus* SOBRE LARVAS DE *Artemia salina*

Julia Lisboa Bernardi[1]
Bruna Maria Saorin Puton[2]
Gabriel Wiater[2]**; Leidiane Falcão**[2]
Carolina Demaman Oro[2]
Natalia Paroul[2]
Albanin Aparecida Mielniczki-Pereira[2]
Rogério Luis Cansian[2]

RESUMO

Preocupações com a saúde humana e os problemas ambientais gerados pelo uso de inseticidas sintéticos aumentam o número de estudos visando métodos alternativos seguros, viáveis e eficientes no controle de insetos que sejam menos agressivos a população e ao meio ambiente. Plantas com propriedades inseticidas possuem menor toxicidade para o homem e maior biodegradabilidade comparados aos inseticidas sintéticos. O óleo essencial de *Cymbopogon winterianus* Jowitt (citronela), tem demonstrado ação inseticida e de repelência contra mosquitos e moscas. Para avaliar a toxicidade de compostos bioativos são realizados testes para analisar os efeitos tóxicos dos óleos essenciais nos sistemas biológicos e determinar a toxicidade relativa das substâncias. *Artemia salina* é um microcrustáceo amplamente utilizado em ensaios toxicológicos, devido à facilidade de cultivo, o que torna os ensaios rápidos e de baixo custo. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi realizar a caracterização química do óleo essencial de *Cymbopogon winterianus*, bem como avaliar seu potencial de toxicidade em larvas de *Artemia salina*. A caracterização química foi realizada por cromatografia gasosa, acoplada à espectrometria de massas (CG-EM) em aparelho modelo Shimadzu, Modelo QP 5050A.Para a avaliação da toxicidade do óleo essencial comercial de citronela foram realizados bioensaios de letalidade para larvas de *Artemia Salina*. Para eclosão, os cistos de *Artemia Salina* foram colocados em um Becker com solução salina, na presença de iluminação artificial e temperatura de 22ºC, por 24-48 horas. Em seguida, os nauplios foram expostos a diferentes concentrações de óleo. Ao longo de 24 horas, foi realizada a contagem de náuplios vivos e mortos. Os resultados demonstraram que no óleo essencial de citronela (C. winterianus), os compostos majoritários foram o citronelal, seguido do geraniol, citronelol e L-limoleno. Em relação à toxicidade, foi observado que percentual de morte aumenta conforme a concentração, chegando a 100% com 50 µg/mL do óleo. A dose letal mediana (DL_{50}) do óleo essencial de citronela sobre náuplios de *A. salina* foi de 39,91 µg/mL em 6 horas de exposição e 26,3 µg/mL em 24 horas de exposição. Os resultados de toxicidade sugerem que o óleo essencial pode ser aplicado como matéria prima na elaboração de inseticidas biológicos.

Palavras-chave: Bioinseticida. Toxicidade. Óleo essencial. *Artemia salina*. *Cymbopogon winterianus*.

INTRODUÇÃO

Preocupações com a saúde humana e os problemas ambientais gerados pelo uso de inseticidas sintéticos aumentam o número de estudos que buscam métodos alternativos seguros, viáveis e eficientes no controle de insetos, os quais sejam menos agressivos à

[1] Universidade Regional Integrada do Ato Uruguai e das Missões, Erechim - RS, Departamento de Ciências Exatas e da Terra, julialisboabernardi@yahoo.com
[2] Universidade Regional Integrada do Ato Uruguai e das Missões, Erechim - RS, Av. sete de setembro, 1621, 99700-000, Erechim/RS.

população e ao meio ambiente. Plantas com propriedades inseticidas possuem menor toxicidade para o homem e maior biodegradabilidade comparados aos inseticidas sintéticos (OOTANIet al., 2011; BRAGA e VALLE, 2007).

A espécie *Cymbopogon winterianus* Jowitt pertence à família Poaceae, e é popularmente conhecida como Citronela. O óleo essencial adquirido a partir da citronela tem demonstrado ação inseticida e de repelência contra mosquitos e moscas e é constituído por uma mistura de compostos, sendo o citronelal (3,7- Dimetil-6-octenal) o seu principal composto. A concentração de citronelal varia entre 34 e 58,7%. O óleo também apresenta outros componentes como geraniol (14,6-29%), citronelol (10-18,8%) e geranil acetato (12,4-25,8%) (ROCHA et al., 2000).

Segundo Rocha et al. (2000), o citronelal é utilizado em produtos de perfumaria e como repelente de insetos. O geraniol é utilizado em perfumarias, atua como atrativo para insetos e apresenta propriedades bactericidas (Moon et al., 2011), antifúngicas (Rana et al., 2011), larvicidas(Pandey et al.,2013), antioxidantes (Chiaradia et al., 2012;Vanin et al., 2014)e anti-inflamatórias (Daniel et al., 2009). Já o citronelol é utilizado basicamente em perfumaria (Rocha et al., 2000).

Compostos bioativos são quase sempre tóxicos em doses altas, dessa forma testes de toxicidade são realizados para analisar os efeitos tóxicos dos óleos essenciais nos sistemas biológicos e determinar a toxicidade relativa destas substâncias (VANIN et al., 2014). Muitos ensaios podem ser usados, como o bioensaio de letalidade para larvas de *Artemia salina*, invertebrado pertencente à classe crustacea (FREITAS, 2012). Seu cultivo se caracteriza por ser rápido, de baixo custo e de fácil manipulação, por isso é um organismo muito utilizado para detectar compostos bioativos em óleos (RABÊLO, 2010).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi realizar a caracterização química do óleo essencial de *Cymbopogon winterianus*, bem como avaliar seu potencial de toxicidade em larvas de *Artemia salina*.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a determinação dos compostos do óleo essencial foi utilizada a cromatografia gasosa, acoplada à espectrometria de massas (CG-EM) modelo Shimadzu, Modelo QP 5050A.As amostras foram preparadas em uma concentração de 50.000 ppm com diclorometano.O método utilizado na cromatografia foi com split 1:20, em coluna DB5, fluxo de 1mL/min, injetor de 250 ºC e interface de 250 ºC, com um detector de 1,6 Kv e um corte

de solvente em 3,5 minutos. Com um tempo inicial de 50 ºC por 3 minutos, aumentando 5 ºC por minuto até atingir 130 ºC, depois 15 ºC por minuto até atingir 210 ºC por 7 min e 20 ºC por minuto até atingir 250 ºC por 10 min. Utilizou-se a biblioteca do equipamento (Wiley).

Para a avaliação da toxicidade do óleo essencial de citronela foram realizados bioensaios de letalidade para larvas de *Artemia salina.* Para o estudo, foi utilizado óleo comercial. O teste de toxicidade foi realizado utilizando a metodologia descrita por Meyer et al. (1982) com algumas modificações.

Para eclosão, os cistos de *Artemia Salina* foram colocados em um Becker com solução salina (10g de sal marinho/ 1litro de água destilada/ 0,7g de bicarbonato de sódio), na presença de iluminação artificial e temperatura de 22ºC, por 24-48 horas. Em seguida, os nauplios foram expostos a diferentes concentrações de óleo (10µg/mL; 25µg/mL; 50µg/mL, 75µg/mL, 100µg/mL, 250µg/mL, 400µg/mL) + 2% DMSO, em placas de petri contendo pelo menos 40 nauplios de *Artemia salina*. Os ensaios foram realizados em triplicata. A contagem de nauplios vivos e mortos foi realizada com 6 e 24 horas. A viabilidade dos nauplios foi estimada com base na motilidade dos mesmos.Estes dados foram utilizados para o cálculo de dose letal de 50% (DL_{50}), a partir da construção da equação da reta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 apresenta o perfil cromatográfico do óleo essencial de citronela, obtido por CG-EM.Na Tabela 1 observa-se a composição química do óleo essencial de citronela (*Cymbopogonwinterianus*), apresentando como composto majoritário o citronelal (27,52%), citronelol (15,10%) e geraniol (13,09%).

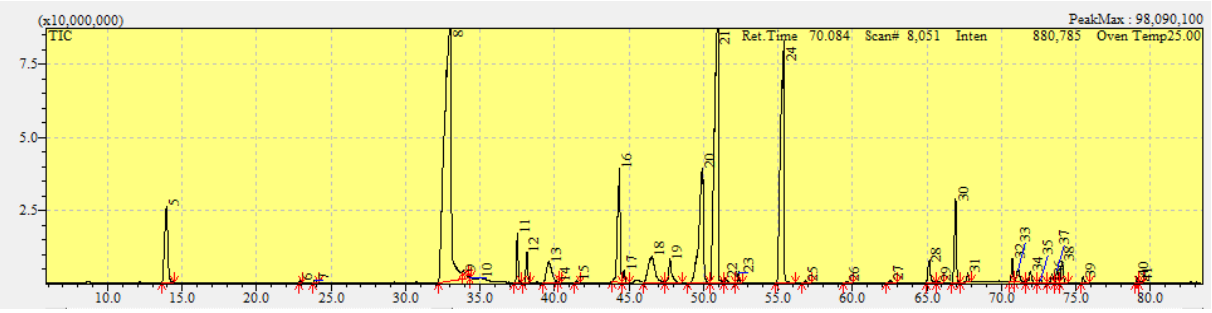


Figura 1. Cromatograma do óleo essencial de citronela.

Tabela 1. Compostos majoritários do óleo essencial de citronela

Número	Composto	Área (%)
5	L- Limoleno	3,62
8	Citronelal	27,52
11	Linalol	1,09
13	β – Elemeno	1,70
16	Citronelil acetato	4,27
29	Cedreno	0,06
19	Geranial	1,08
33	Δ – Cadineno	0,61
20	Geranil Acetato	7,37
21	Citronelol	15,10
24	Geraniol	13,09
18	Germacren-4-ol D	2,54
30	Elemol	2,43
	TOTAL	80,5%

Baranauskieneet al. (2005) encontraram 8,7% de citronelol e 16,4% de geraniol. De acordo com Marco et al.(2007) diferenças na composição química dos óleos essenciais extraídos de plantas da mesma espécie são comuns e dependem de alguns fatores como época, lugar da coleta, espaçamento entre as plantas, altura em que são cortadas e pH do solo, entre outros.

Em relação aos ensaios de toxicidade, observa-se que o percentual de mortalidade aumenta com o aumento do tempo de exposição, independentemente da concentração, podendo obter-se alta toxicidade com concentrações maiores em pouco tempo ou concentrações menores com mais tempo de exposição (Figuras 2 e 3). Com 6 horas, o percentual máximo de mortalidade (100%) foi observado na concentração de 100 µg/mL. Utilizando a equação y= 1, 126x + 5, 061 encontrou-se o seguinte valor para DL_{50} = 39,91 µg/mL (Figura 2). Com 24 horas, o percentual máximo de mortalidade (100%) foi observado com a concentração de 50 µg/mL. Utilizando a equação da reta (y= 2, 070x– 4, 414) o valor DL_{50} foi estimado em 26,3µg/mL para 24 horas (Figura 3).

Entre os componentes químicos do óleo de *C. winterianus*, são encontrados em maiores quantidades o citronelal, o citronelol e o geraniol. Esses componentes são referidos pela sua eficácia contra insetos e, segundo Furtado et al. (2005), são os responsáveis pela mortalidade larval do *A. aegypti*. Dessa forma, podemos sugerir que os componentes majoritários encontrados na composição do óleo essencial de citronela, influenciaram diretamente e de forma positiva na mortalidade de *Artemia salina* verificada neste trabalho.

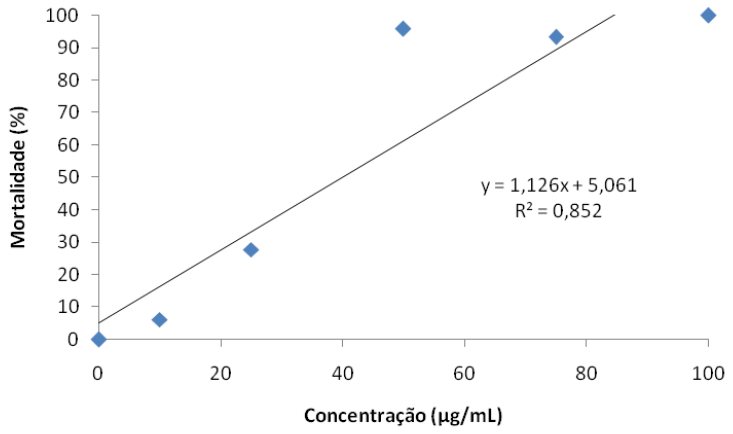


Figura 2. Percentual de mortalidade de *Artemia salina* de acordo com as concentrações de óleo essencial de citronelaem 6 horas de exposição.

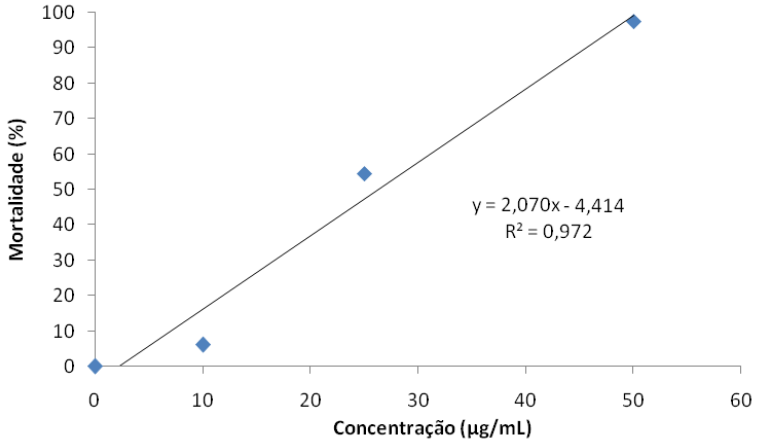


Figura3. Percentual de mortalidade de *Artemia salina* de acordo com as concentrações de óleo essencial de citronelaem 24 horas de exposição.

Furtado et. al (2005), estudaram o potencial de toxicidade do óleo essencial de *C. winterianus* em larvas de *Aedes aegypti.* A dose letal média (DL_{50}) encontrada foi de 4mg/mL em 24 horas de exposição, valor superior ao encontrado no presente trabalho com *Artemia salina*. Amer e Mehlhorn (2006), estudando o efeito de óleos essenciais como potenciais larvicidas, relatam que o óleo essencial de *C. winterianus* causou 60% de mortalidade nas larvas de *Aedes aegypti* após 24 horas de exposição a uma concentração de 50 ppm (50µg/mL), valor também maior do que o observado neste estudo, onde após 24 horas de exposição, a concentração que causou 60% de mortalidade foi de 30 µg/mL (30 ppm) para *Artemia salina.* Estas diferenças podem ser explicadas devido a efeitos dependentes do organismo teste avaliado e da natureza da avaliação toxicológica. Os baixos valores de DL_{50}

obtidos nestes trabalhos sugerem que o óleo essencial de *C. winterianus* tem potencial para ser utilizado como bioinseticida.

CONCLUSÃO

No óleo essencial de citronela (*C. winterianus*), os compostos majoritários foramo citronelal, seguido do geraniol, citronelol e L-limoleno. A dose letal mediana (DL_{50}) do óleo essencial de citronela sobre náuplios de *A. salina* foi de 39,91 µg/mL em 6 horas de exposição e 26,3 µg/mL em 24 horas de exposição. Os resultados de toxicidade sugerem que o óleo essencial pode ser aplicado como matéria prima na elaboração de inseticidas biológicos.

AGRADECIMENTOS
Os autores agradecem ao CNPq, FAPERGS e URI pela concessão de bolsas e/ou apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMER, A.; MEHLHORN, H. Larvicidal effects of various essential oils against Aedes, Anopheles, and Culex larvae (Diptera, Culicidae). Parasitology Research, v.99, n.1, p.466- 472, 2006.

BARANAUSKIENE,R.; VENSKUTONIS, P. R.; DEWETTINCK, K.; VERHÉ, R. Properties of oregano (*Origanum vulgare* L.), citronella (*Cymbopogon nardus* G.) and marjoram (*Majorana hortensis* L.) flavors encapsulated into milk protein-based matrices.**Food Research International**, v. 39, p. 413–425, 2006.

BRAGA,I.A.;VALLE,D. *Aedes aegypti*: inseticidas, mecanismos de ação e resistência. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 16,n. 4,p. 279-293, 2007.

CHIARADIA,V.;PAROUL,N.;CANSIAN,R.L.;JÚNIOR,C.V.;DETOFOL,M.R.;LERIN,L.A.;OLIVEIRA,J.V.; OLIVEIRA, D. Synthesis of eugenol esters by lipase-catalyzed reaction in solvent-free system. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v.168, n. 4, p. 742-751, 2012.

DANIEL,A.N.; SARTORETTO,S.M.;SCHMIDT,G.;CAPARROZ-ASSEF,S.M.;BERSANI-AMADO, C.A.; CUMAN, R.K.N. Anti-inflammatory and antinociceptive activities of eugenol essential oil in experimental animal models. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 19, n. 1b, p. 212-217, 2009.

FREITAS, A.C.C. **Atividades biológicas de preparações obtidas de *Libidibia* (*Caesalpinia*) *ferrea* var. *Parvifolia* (Mart. Ex Tul.) L. P. Queiroz**. 2012. 140 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2012.

FURTADO, R.F.; LIMA, M.G.A.; ANDRADE, N.M.; BEZERRA, J.N.S.; SILVA, M.G.V. Atividade larvicida de óleos essenciais contra Aedes aegypti L. (Diptera: Culicidae). Revista Neotropical Entomology, v. 34, p. 843-847, 2005.

MARCO, C. A.; INNECCO, R.; MATTOS, S. H; BORGES, N.S.S.; NAGAO, E. O. Características do óleo essencial de capim-citronela em função de espaçamento, altura e época de corte.**Horticultura Brasileira,** v.25, p. 429-432, 2007.

MEYER, B.; FERRIGNI, N.; PUTNAM, J.; JACOBSEN, L.; NICHOLS, D.; MCLAUGHLIN, J. Camarão de salmoura: um bioensaio geral conveniente para constituintes de plantas activas. **Journal of Medicinal Plant Research**, v. 45, n. 5, p. 31-34, 1982.

MOON, S.E.; KIM, H.Y.; CHA, J.D. Synergistic effect between clove oil and its major compounds and antibiotics against oral bacteria. **Archives of Oral Biology**, v. 56, n. 9, p. 907-916, 2011.

OOTANI, M. A; AGUIAR, R.W.S; MELLO, A.V; DIDONET, J.; PORTELLA, A.C.F; NASCIMENTO, I. R. Toxicity of essential oils of eucalyptus and citronella on*Sitophiluszeamais*Motschulsky *(*coleoptera: curculionidae*).* **Bioscience Journal,** v. 27, n. 4, p. 609-618, 2011.

PANDEY, S.K.; TANDON, S.; AHMAD, A.; SINGH, A.K.; TRIPATHI, A.K. Structure-activity relationships of monoterpenes and acetyl derivates against *Aedesaegypti*(Diptera: Culicidae) larvae. **Pest Management Science**, v. 69, n. 11, p. 1235-1238, 2013.

RANA, I.S.; RANA, A.S.; RAJAK, R.C. Evaluation of antifungal activity in essential oil of the *Syzygiumaromaticum*(L.) by extraction, purification and analysis of its main component eugenol. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 42, n. 4, p. 1269-1277, 2011.

RABÊLO, W. F.Caracterização química, toxicidade e avaliação da atividade antibacteriana do óleo essencial do cravo da índia *(syzygiumaromaticum.)* São Luis, Maranhão, 2011.

ROCHA, S. F.R; MING, L.C; MARQUES, M.O.M. Influência de cinco temperaturas de secagem no rendimento e composição do óleo essencial de Citronela (*Cymbopogonwinterianus*Jowitt). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v. 3, n. 1, p. 73-78, 2000.

VANIN, A.; ORLANDO, T.; PIAZZA, S.P.; PUTON, B.M.; CANSIAN, R.L.; OLIVEIRA, D.; PAROUL, N. Antimicrobialandantioxidantactivitiesofcloveessentialoilandeugenylacetateproducedbyenzymaticesterification. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 174, n. 4, p. 1286-1298, 2014.

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO ÓLEO ESSENCIAL DE *Baccharis trimera* (LESS.) DC EM NAUPLIOS DE *Artemia salina*

Gabriel Wiater[1]
Julia L. Bernardi[2]
Leidiane Falcão[2]
Albanin A.M. Pereira[2]
Natalia Paroul[2]
Rogerio L. Cansian[2]

RESUMO

Óleos essenciais são usados há muito tempo como condimentos, como agentes antimicrobianos, inseticidas ou repelentes. O gênero *Baccharis* pertencente à família Asteraceae e é constituído por cerca de 500 espécies. Uma das mais importantes é a espécie *Baccharis trimera* (Less) DC. que é uma planta nativa da Mata Atlântica e que possui grande utilização na medicina tradicional. A *B. trimera* é conhecida popularmente como carqueja, sendo usada para o tratamento de várias doenças, atribuindo-lhe propriedades tônicas, estomáquicas, febrífugas e em problemas hepáticos e contra disfunções estomacais e intestinais, além das propriedades anti-inflamatórias e digestivas. Entretanto, existem poucos estudos sobre propriedades inseticidas com o óleo essencial desta espécie. Neste sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar a toxicidade do óleo essencial de *B. trimera* sobre larvas de *Artemia salina*, visando à obtenção de inseticida biológico. O óleo essencial foi extraído por hidrodestilação em aparelho tipo Clevenger. O cultivo de *A. salina* foi realizado em câmara de crescimento BOD com aeração e iluminação constante, na temperatura de 25°C. O tempo de eclosão deste microcrustáceo, em média, foi de 24h. Em tubos de ensaio foram adicionados 10 náuplios recém-eclodidos e 8 mL de solução salina na presença ou ausência de óleo (nas concentrações de 100, 250, 500, 750 e 1000 µg/mL com 2% de DMSO). A mortalidade foi avaliada a cada hora, durante o período de 8 horas, com base na motilidade dos nauplios. Observou-se mortalidade de 100% a partir da concentração de 250 µg/mL em apenas 8 horas de experimento ou com 1000 µg/mL com apenas 3 horas de contato. Estes resultados são importantes visando o uso deste óleo essencial como inseticida/larvicida, direcionando pequenas doses caso seja possível contato prolongado ou dose maior para o mesmo efeito em menor tempo de contato.

Palavras-chave: Carqueja. Bioesnsaios. Bioinseticida.

INTRODUÇÃO

As plantas com compostos aromáticos e seus óleos essenciais são usadas há muito tempo como condimentos, ervas, artefatos medicinais, agentes antimicrobianos e inseticidas ou repelentes (BAKKALI et al., 2008). A determinação da atividade biológica de plantas e seus derivados é muito importante para a área de produtos naturais. Os óleos essenciais são cada vez mais estudados. Eles ocupam um lugar preponderante nas indústrias de insumos farmacêuticos, agroalimentícias, perfumaria e cosméticos, não somente pela possibilidade de obtenção de compostos aromáticos, mas também de compostos com propriedades terapêuticas e de proteção contra os processos de oxidação e deterioração por micro-organismos (SINGH et al., 2007; BAKKALI et al., 2008).

[1] Graduando em Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões-URI Erechim. Av. sete de setembro, 1621, 99700-000, Erechim/RS, gabrielwiater98@gmail.com
[2] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões-URI Erechim.

O gênero *Baccharis* pertencente à família Asteraceae é constituído por cerca de 500 espécies. Uma das mais importantes é a espécie *Baccharis trimera* (Less) DC. que possui grande utilização na medicina tradicional (RITTER et al., 2002; NUNES et al., 2003). As espécies deste gênero são tradicionalmente usadas como uma fonte terapêutica para o tratamento de diversos distúrbios relacionados à saúde do homem (JAKUPOVIC et al., 1990; RUIZ et al., 2008). A *B. trimera* é conhecida popularmente como carqueja, sendo usada para o tratamento de várias doenças, atribuindo-lhe propriedades tônicas, estomáquicas, febrífugas e em problemas hepáticos e contra disfunções estomacais e intestinais, além das propriedades anti-inflamatórias e digestivas (BIAVATTI et al., 2007; AGRA et al., 2007, 2008).

O óleo essencial de algumas espécies de *Baccharis* é obtido em escala industrial no Sul do Brasil. A carqueja apresenta características econômicas e ecológicas importantes, sendo uma boa opção agrícola para geração de renda em pequenas propriedades (CORREA, 1926; CRUZ, 1962; BALBACH, 1963). Além disso, a *B. trimera* foi selecionada como uma das prioritárias em estudos de conservação e manejo da Mata Atlântica (EMBRAPA/IBAMA, 2002). A maioria dos trabalhos publicados sobre o uso de carqueja, tem enfoque voltado para a área de saúde e sua aplicação medicinal no tratamento de doenças. Neste sentido, torna-se interessante a realização de ensaios toxicológicos voltados para novas aplicações da planta, tais como a avaliação de seu potencial como bioinseticida.

Artemia salina Leach, popularmente conhecido como camarão marinho, é um microcrustáceo muito utilizado em avaliações toxicológicas, devido à simplicidade, rapidez e baixo custo de manipulação (McLAUGHLIN, 1991). Diversos trabalhos tentam correlacionar a toxicidade sobre *A. salina* com atividades como antifúngica, antimicrobiana, parasiticida, tripanossomicida, entre outras (SIQUEIRA et al.,1998; CAVALCANTE et al., 2000). Neste sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar a toxicidade do óleo essencial de *Baccharis trimera* sobre larvas de *A. salina*, visando a obtenção de inseticida biológico.

MATERIAL E MÉTODOS

Extração do óleo essencial

Os exemplares de *Baccharis trimera* (Less) DC. foram coletadas na região norte do Rio Grande do Sul, na cidade de Entre Rios do Sul, no período de Agosto de 2016 a Janeiro de 2017 em fragmento de floresta nativa. As folhas foram secas em temperatura ambiente até peso constante e moídas no moinho de facas. O óleo essencial foi extraído por hidrodestilação no aparelho tipo Clevenger. Para realizar a extração, foi utilizado um peso padrão de 250 g de matéria seca para 3 litros de água. A extração se deu na temperatura de 100°C durante uma hora e o óleo essencial foi armazenado em frascos de vidro âmbar a uma temperatura de 0°C

até a avaliação de toxidade. Após a obtenção do óleo essencial, este foi submetido a diferentes diluições e avaliado em relação a sua toxicidade sobre artêmias, avaliando o grau de mortalidade das mesmas.

Cultivo de *A. salina* e teste de toxicidade

Os cistos de *A. salina* (0,1 g) foram cultivado em um Becker contendo 0,7 g de Bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$), 10 g de sal grosso (NaCl) e 1 litro de água destilada. O cultivo foi feito em câmara de crescimento BOD com aeração e iluminação constante e temperatura de 25°C. O tempo de eclosão deste microcrustáceo, em média, foi de 24h.

Uma solução mãe de óleo essencial foi preparada em água salina contendo DMSO (dimetilsufóxido) e 300 µL do óleo essencial de *B. trimera*, num volume final de 300 mL. A partir desta, foram feitas as soluções de 10, 25, 50, 75 e 100% correspondendo a concentrações de 100, 250, 500, 750 e 1000 µg/mL de óleo com 2% de DMSO. Para os ensaios de toxicidade, 8 mL de cada solução foram colocados em tubos de ensaio médios, aos quais foram adicionados 10 exemplares de *A. salina*. A mortalidade foi avaliada a cada hora, durante o período de 8 horas, com base na motilidade dos nauplios. Os ensaios foram realizados em duplicata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se que a maioria das concentrações testadas, com exceção de 100 µg/mL, provoca toxicidade a partir de uma hora de exposição, com aumento na mortalidade em função do aumento na concentração e em função do tempo de exposição. O rendimento total (g) e rendimento percentual de extração do óleo essencial de *B. trimera* é apresentado na Tabela 1. Os resultados de mortalidade de *A. salina* nas diferentes concentrações do óleo essencial, em diferentes tempos de contato, encontram-se na Tabela 2.

Tabela 1 - Rendimento de extração do óleo essencial de *B. trimera* por hidrodestilação em Clevenger.

Espécie	Matéria seca (g)	Rendimento Óleo Essencial (g)	Rendimento Óleo Essencial (%)
Baccharis trimera	1241,10	23,37	1,88

Tabela 2 - Porcentagem média da mortalidade de *Artemia salina* sobre efeito do óleo essencial de *B. trimera*.

	Concentrações (µg/mL)					
Tempo (horas)	**Branco**	**100**	**250**	**500**	**750**	**1000**
0	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1	0%	0%	25%	30%	55%	90%
2	0%	0%	50%	60%	75%	95%
3	0%	0%	80%	85%	85%	100%
4	0%	0%	85%	85%	90%	100%
5	0%	0%	85%	85%	95%	100%
6	0%	0%	90%	90%	95%	100%
7	0%	10%	95%	95%	95%	100%
8	0%	20%	100%	100%	100%	100%

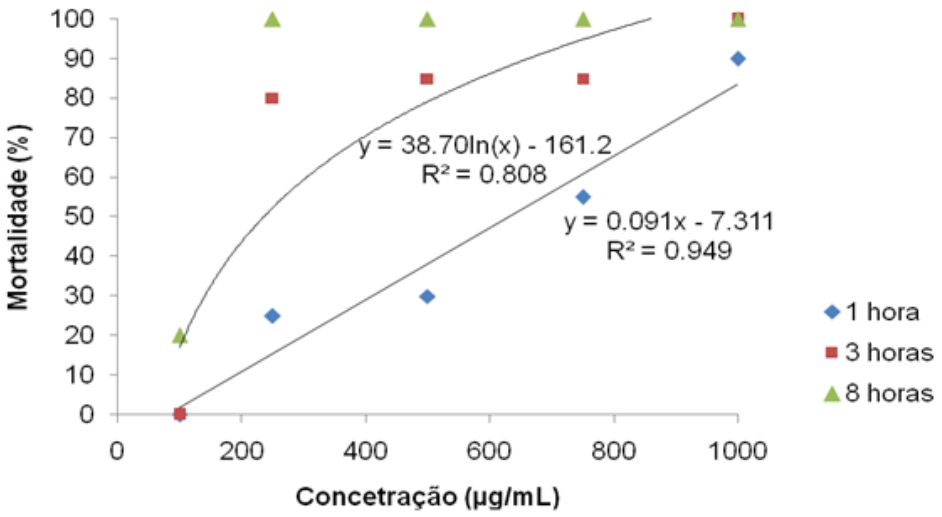


Figura 1 - Mortalidade de *A. salina* com 1, 3 e 8 horas de exposição a diferentes concentrações do óleo essencial de *B. trimera*.

Observam-se diferenças no comportamento da mortalidade em função da concentração de óleo essencial nos diferentes tempos de contato. Com 1 hora de contato a mortalidade mostrou-se linear, enquanto que com 3 horas de contato a mesma teve comportamento logarítmico (Figura 1).

Hocayen et al. (2012), avaliaram o efeito de concentrações de 25 a 1000 µg/mL de extrato bruto de *Baccharis dracunculifolia* sobre *A. salina* em tratamentos de 24 horas. Os resultados demonstraram que para 24 e 48 horas de incubação o extrato necessitou de alta concentração para ser considerado letal (1008,51 µg/mL e 921,32µg/mL, respectivamente). Segundo Silva et al. (2010), na avaliação de toxicidade de compostos ativos e extratos vegetais da inflorescência de *Ocimum gratissimum* L. para *A. salina*, a planta pode ser considerada tóxica por apresentar Concentração Letal Média (Cl_{50}) inferior a 1000 µg/mL. No trabalho de Figueira et al. (2012) sobre as plantas medicinais brasileiras, consta que a planta *O. gratissimum* apresentou o valor de Cl_{50} igual a 755,5 µg/mL para *A. salina*. Nestes estudos, os resultado foram adquiridos em 24 horas de experimento, enquanto o presente estudo revela que em 8 horas de contato, observa-se alta toxicidade, com mortalidade de 100% de *A. salina* com apenas 250 µg/mL.

CONCLUSÃO

O óleo de *B. trimera* possui alta toxicidade com 100% de mortalidade de *A. salina* com apenas 250 µg/mL, com 8 horas de contato ou 1000 µg/mL com apenas 3 horas de contato. Este resultado é importante visando o uso deste óleo essencial como

inseticida/larvicida, direcionando pequenas doses caso seja possível contato prolongado ou dose maior para o mesmo efeito em menor tempo de contato.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, FAPERGS e URI pela concessão de bolsas e/ou apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRA, M.F.; FRANÇA, P.F.; BARBOSA-FILHO, J.M. Synopsis of the plants known as medicinal and poisonous in Northeast of Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognologia,** v. 17, p. 114-140, 2007.

AGRA, M.F.; SILVA, K.N.; BASÍLIO, I.J.L.D.; FRANÇA, P.F.; BARBOSA-FILHO, J.M. Survey of medicinal plants used in the region Northeast of Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognologia.** v.18, p. 472-508, 2008.

BAKKALI, F. et al. Biological effects of essential oil: a review. **Food and Chemical Toxicology**, v.46, n.2, p.446-75, 2008.

BALBACH, A. **A Flora Nacional na Medicina Doméstica**. São Paulo. p.230, 1963.

BIAVATTI, M., MARENSI, V., LEITE, S.N., REIS, A. Ethnopharmacognostic survey on botanical compendia for potential cosmeceutic species from Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Farmacognologia.** v.17, p. 640-653, 2007.

CAVALCANTE, M.F.; OLIVEIRA, M.C.C.; VELANDIA, J.R.; ECHEVARRIA, A. Síntese de 1,3,5-triazinas substituídas e avaliação da toxicidade frente a *Artemia salina* leach. **Quimica Nova**, v.23, n.1, p.20-22, 2000.

CORREA, M.P. **Dicionário das Plantas Úteis do Brasil**. Ministério da Agricultura, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. p.205-2014, 1926.

CRUZ, G.L. **Dicionário das plantas úteis do Brasil**. Civilização brasileira. p.177, 1962.

EMBRAPA/IBAMA. Estratégias para conservação e manejo de recursos genéticos de plantas medicinais e aromáticas. **Resultados da 1ª reunião técnica.** EMBRAPA/IBAMA, Brasília, 2002.

FIGUEIRA, A.C.G.; BRITO, A.F.; SILVA, G.A. **Avaliação da toxicidade de plantas medicinais brasileiras por meio do bioensaio com *Artemia salina***. v. 3, n. 3 p. 11-23, 2012.

HOCAYEN, P.A.S.; CAMPOS, L.A.; POCHAPSKI, M.T.; MALFATTI, C.R.M. Avaliação da Toxicidade do extrato bruto metanólico de Baccharis dracunculifolia por meio do bioensaio com *Artemia salina*. **INSULA Revista de Botânica.** Florianópolis, n. 41, p.23-31, 2012.

JAKUPOVIC, J. Sequi and diterpenes from *Baccharis* species. **Phytochemistry**. v.2, p. 2217-2222, 1990.

LORENZI, H.; MATOS, F.J.A. **Plantas medicinais do Brasil: nativas e exóticas**. Nova Odessa: Plantarum. ed. 2, p. 544, 2008.

MCLAUGHLIN, J.L. **Crown gall tumours on potato discs and brine shrimp lethality: two simple bioassays for higher plant screening and fractions**. In: Dey PM, Harbone JB (ed.) Methods in Plant Biochemistry. New York: Academic Press, p.1-32, 1991.

NUNES, G.P.; SILVA, M.F.; RESENDE, U.M.; SIQUEIRA, J.M. Plantas medicinais comercializadas por raizeiros no Centro de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Farmacognosia**. Curitiba, v.13, n.2, p.83-92, 2003.

RITTER, M. R.; SOBIERAJSKI, G. R.; SCHENKEL, E. P.; MENTZ, L. A. Plantas usadas como medicinais no município de Ipê, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Farmacognosia**. Curitiba, v.12, n.2, p.51-62, 2002.

RUIZ, A.L.T.G.; TAFFARELLO, D.; SOUZA, V.H.S.; CARVALHO, J.E. Farmacologia e toxicologia de Peumus boldus e *Baccharis genistelloides*. **Revista Brasileira de Farmacognosia.** v.18, p. 295-300, 2008.

SÁ, M.F.A. **Estudo anatômico e ensaios fitoquímicos de *Baccharis myriocephala* D.L. carqueja**. Rio de Janeiro: UFRJ. Dissertação (Mestrado em Botância). p. 91, 1992.

SCHEFFER, M.C.; MING, L.C.; ARAÚJO, A.J. **Conservação de recursos genéticos de plantas medicinais. Recursos Genéticos e Melhoramento de Plantas para o Nordeste Brasileiro**. 2003. Disponível eletronicamente em <http://www.cpatsa.embrapa.br/livroorg/medicinaisconservação.doc> Acessado em 16 de fevereiro de 2017.

SILVA, L.L.; HELDWEIN, C.G.; REETZ, L.G.B.; HÖRNER, R.; MALLMANN,C.A.; HEINZMANN, M.B. Composição química, atividade antibacteriana in vitro e toxicidade em *Artemia salina* do óleo essencial das inflorescências de *Ocimum gratissimum* L., Lamiaceae. **Revista Brasileira de Farmacognosia**. v. 20, n. 5, p. 700-705, 2010

SINGH, J.; BAGHOTIA, A.; GOEL, S.P. *Eugenia caryophyllata* Thunberg (Family Myrtaceae): a review. **International Journal of Research in Pharmaceutical and Biomedical Sciences**, v. 3, n. 4, p. 1469-1475, 2012.

SIQUEIRA, M.J.; BOMM, M.D.; PEREIRA, N.F.G.; GARCEZ, W.S.; BOAVENTURA, M.A.D. Estudo fitoquímico de *Unonopsis lindmanii* - annonaceae, biomonitorado pelo ensaio de toxicidade sobre a *Artemia salina* Leach. **Quimica Nova**. v.25, n.5, p.557-559, 1998.

VARIABILIDADE GENÉTICA EM POPULAÇÕES DE *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815) COM OCORRÊNCIA NO SUL DA REGIÃO NEOTROPICAL

Priscila Mezzomo[1]
Leandro, R. Borges[2]
Cátia, M. Visentini[3]
Rogério, L. Cansian[3]
Jorge, R. Marinho[4]
Altemir, J. Mossi[5]

RESUMO

Marcadores moleculares tem sido uma ferramenta amplamente utilizada no monitoramento da variabilidade genética em populações por possibilitarem o estudo e inferência de aspectos ecológicos e evolutivos. Os marcadores RAPD fornecem subsídios fundamentais para a detecção de variações no DNA genômico entre subespécies ou populações de várias espécies. Estudos moleculares com anfíbios têm sido realizados principalmente em análises filogenéticas, sendo escassos estudos de variabilidade populacionais. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi testar a técnica RAPD em 45 indivíduos da rã neotropical *Leptodactylus latrans* Steffen, 1815 coletadas em 12 municípios do Rio Grande do Sul a fim de verificar a existência de variação molecular intra e interpopulacionais. Pela análise de NMDS (*stress* = 17%) foi possível verificar que as populações se sobrepõem, evidenciando alto grau de polimorfismo (73,1%), sendo a população de Torres a mais polimórfica. Pela análise *Classical Clustering*, revelou-se que a similaridade entre os diferentes acessos varia entre 0,53 e 0,89. A análise das 12 populações de *L. latrans* por marcadores RAPD demonstrou a existência de agrupamentos entre as populações de Faxinalzinho, Ijuí, Torres e agrupamentos parciais de três indivíduos de Erechim, Mostardas e Palmares do Sul, porém não há indício de relação com a posição geográfica das mesmas. Considerando que a taxonomia e as relações filogenéticas das espécies do gênero *Leptodactylus* (Fitzinger, 1826) ainda não são totalmente compreendidas e que há espécies que podem fazer parte dos chamados complexos de espécies tornam-se necessárias investigações mais detalhadas para verificar a real posição dos indivíduos da população de Torres.

Palavras-chave: RAPD. Filogenia. Anurofauna. Polimorfismo.

INTRODUÇÃO

Anfíbios distribuem-se amplamente e são representados por aproximadamente 7.380 espécies, pertencentes às ordens anura, caudata e gymnophiona (FROST, 2017). O Brasil detém a maior diversidade de anuros do mundo, com 988 espécies reconhecidas (SEGALLA et al., 2014), dentre as quais, 74 estão agrupadas no gênero *Leptodactylus* e distribuídas entre os clados *L. fuscus, L. latrans, L. melanonotus e L. pentadactylus* (DE SÁ et al., 2014; FROST, 2017). A rã manteiga (Figura 1) tem porte grande e caracteriza-se pelo padrão de ocelos negros distribuídos irregularmente pelo dorso, cuja coloração olivácea permite a

[1] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, CEP 99704038, e-mail: pri.mezzomo@hotmail.com
[2] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Biologia animal.
[3] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Departamento de Agronomia.
[4] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Departamento de Ciências Biológicas.
[5] Universidade Federal da Fronteira Sul, Departamento de Agronomia.

camuflagem em ambiente natural. Ocorre no Paraguai, Argentina, Uruguai e Brasil (BRUSQUETTI e LAVILLA, 2006; ACHAVAL e OLMOS, 2007), tendo como habitat preferencial corpos de água lênticos como banhados, arroios, e canais (LOEBMANN, 2005). Preservar a variabilidade genética das espécies é o objetivo primário dos programas de conservação e, para tanto, é preciso compreender a distribuição desta dentro e entre as populações naturais (BEKESSY et al., 2002), bem como efeitos de fenômenos genéticos sobre as mesmas, considerando sua dimensão, padrões de reprodução, distribuição geográfica e migração (VOGEL e MOTULSKY, 2000; HEDRICK, 2005). Marcadores moleculares permitem identificar parentesco, distância genética, estrutura e tamanho populacional (SOLÉ-CAVA, 2001; BEEBEE e ROWE, 2004) e têm sido uma ferramenta amplamente utilizada no monitoramento da variabilidade genética por ter padrão simples e inequívoco, possibilitando o estudo e inferência de aspectos ecológicos e evolutivos (SOLÉ-CAVA, 2001).

Estudos moleculares com anfíbios têm sido realizados principalmente em análises filogenéticas, sendo escassos estudos de variabilidade populacionais (ANANIAS, 2002). Os marcadores de polimorfismo de DNA amplificado ao acaso (RAPD) fornecem subsídios fundamentais para a detecção de variações no DNA genômico entre subespécies ou populações de várias espécies (PRIOLI, et al., 2002; ALMEIDA et al., 2003; LEUZZI et al., 2004; PERES et al., 2005; POVH et al., 2005). Neste sentindo, o objetivo deste trabalho foi testar a técnica RAPD em exemplares genéticos de *L. latrans* do Rio Grande do Sul visando analisar se há variação molecular intra e interpopulacionais.

Figura 1 - Exemplares de *L. latrans* (STEFFEN, 1815). (D: Indivíduo à margem de um arroio – DRUMMOND L., 2009; E: Fêmea cuidando dos girinos – MANEYRO R., 2007).

MATERIAL E MÉTODOS

Coletas e Área de Estudo

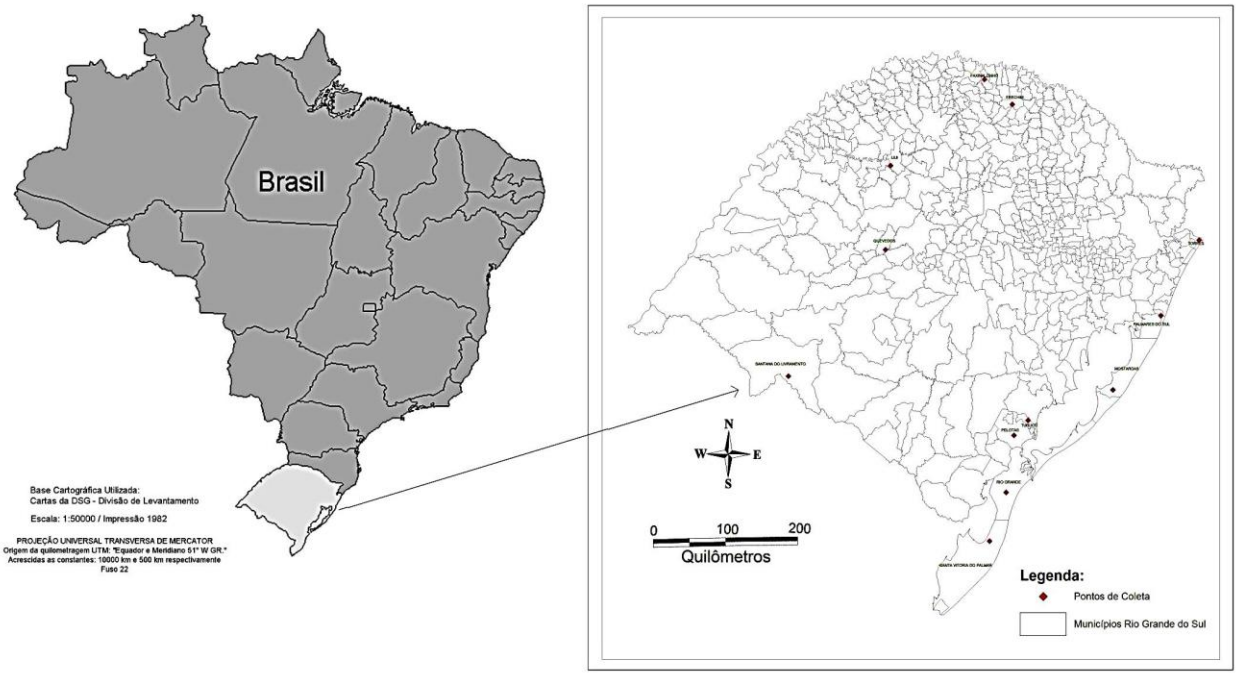
Os 45 indivíduos coletados são provenientes dos municípios de Erechim, Faxinalzinho, Ijuí, Mostardas, Palmares do Sul, Pelotas, Quevedos, Rio Grande, Santana do Livramento, Santa Vitória do Palmar, Torres e Turuçu (Figura 2). As coletas foram realizadas

manualmente no período noturno e os exemplares foram identificados com o guia "*Os anfíbios da Região Costeira do Extremo Sul do Brasil"* (LOEBMANN, 2005).

Figura 2 - Pontos de coletas georreferenciados das populações de *Leptodactylus latrans* no Rio Grande do Sul.

Extração do DNA

A extração de DNA seguiu o protocolo de Marinho (2003), no qual 20 mg de tecido foram retirados de cada exemplar e acondicionados em eppendorfs onde foram adicionados



550 µL de tampão de lise e 11µL de proteinase K. Os eppendorfs foram agitados e incubados por 30 minutos a 55°C em banho-maria. Em seguida, adicionou-se 350 µL de NaCl 5M agitando-o no vórtex e centrifugando-o por 30 minutos a 13000 rpm. 450 µL do sobrenadante contendo DNA foram transferidos para um novo tubo, onde foi adicionado 1 mL de etanol absoluto gelado, incubando-o a -20°C para completa precipitação. Decorridas 2 horas, o tubo foi centrifugado por 30 minutos a 13000 rpm. Após, foi realizado o descarte do sobrenadante e o pellet foi purificado (lavagem) com 1 mL de etanol 70% e centrifugação a 6000 rpm por 5 minutos, seguido da remoção completa do sobrenadante. Para finalizar, foram adicionados 100 µL de TE 1X e incubado a 37 °C para suspender o pellet, o material final foi estocado a 4°C e a quantificação do DNA extraído foi feita em espectrofotômetro em comprimento de onda de 260 nm.

Random Amplified Polymorphic DNA – RAPD

Os *primers* utilizados na reação de amplificação foram obtidos da Operon Technologies® e o processo seguiu a metodologia descrita por Levi (1993), com algumas modificações. A amplificação foi realizada em termociclador (MJ Research INC®) e o processo seguiu os tempos de reação de 3 min a 92ºC, 40 ciclos de 1 min a 92ºC, 1 min a 36ºC, 2 min a 72ºC, 3 min a 72ºC e resfriamento a 4ºC até a retirada das amostras.

Separação e análise eletroforética do DNA

A separação eletroforética foi realizada em gel de agarose 1,4% com tampão TBE (Trisma, ácido bórico e EDTA) em cuba de eletroforese horizontal. Como marcador de peso molecular foi utilizado DNA de fago *Lambda* clivado com as enzimas de restrição *HindIII* e *EcoRI*. Os fragmentos foram corados com brometo de etídio e visualizados sob luz UV.

Análises Estatísticas

Os dados obtidos foram estatisticamente testados através das análises NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) e Análise de Agrupamentos (*Classical* C*lustering*) pelo Software PAST 2.13 Copyright Hammer & Harper (HAMMER et al., 2001).

Resultados e Discussão

A seleção de *primers* revelou que OPA07, OPB15, OPF17, OPH11, OPH12, OPH16, OPH17, OPW02, OPW07, OPW09, OPW11, OPY03 e OPY06 foram os que melhor amplificaram as amostras analisadas, avaliando a quantidade de bandas produzidas, as intensidades destas e a sua reprodutibilidade para visualizar a diferenciação genética entre os indivíduos. Foi identificado um total de 126 loci, dentre eles 92 (73,1%) são polimórficos.

A análise de Escalonamento Multidirecional não-métrico permite avaliar similaridade e dispersão entre indivíduos e através dela foi possível verificar que as populações se sobrepõem, evidenciando alto grau de polimorfismo entre elas. Considerando o eixo de coordenadas 1, verifica-se a formação de três grupamentos primários: 1 - Torres (A); 2 - Rio Grande (B), Turuçu (C), Pelotas (G), Palmares do Sul (H), Erechim (I), Faxinalzinho (K), Santana Do Livramento (L) e Quevedos (M); 3 - Ijuí (D), Mostardas (E) e Santa Vitória Do Palmar (F).

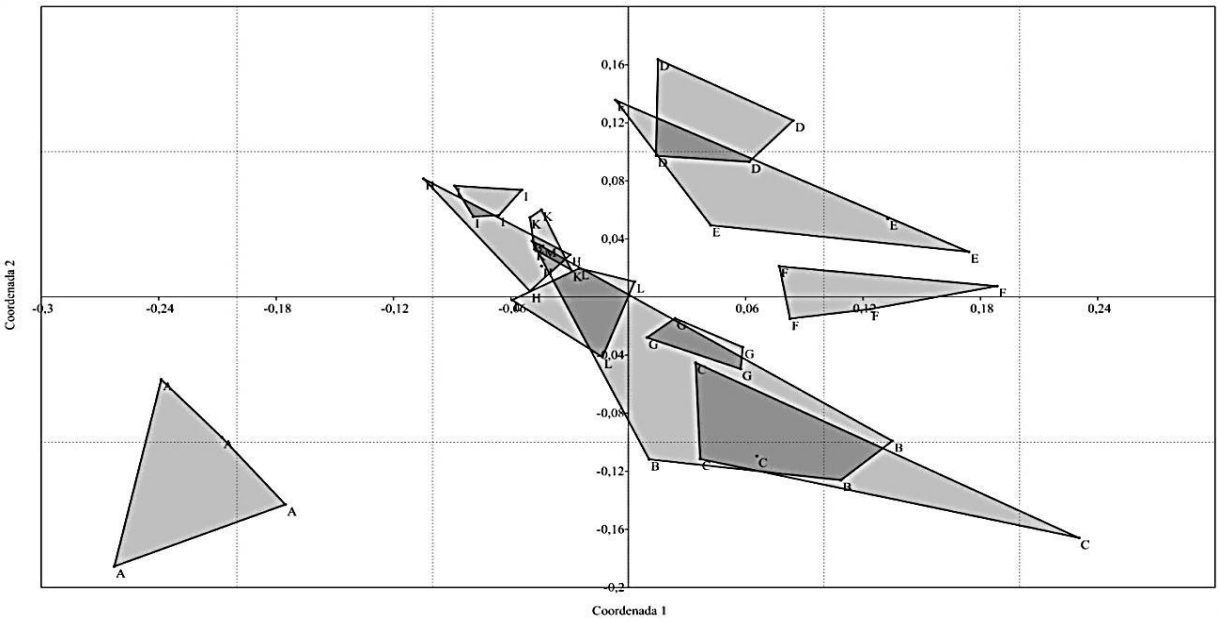


Figura 3 - Ordenação NMDS entre as populações de *Leptodactylus latrans* (A – Torres; B – Rio Grande; C – Turuçu; D – Ijuí; E – Mostardas; F – Santa Vitória Do Palmar; G – Pelotas; H – Palmares do Sul; I – Erechim; K – Faxinalzinho; L – Santana Do Livramento; M – Quevedos).

A análise de agrupamentos (utilizando o índice de *Jaccard*) permitiu observar que a similaridade entre os diferentes acessos varia entre 0,53 e 0,89, bem como a formação de agrupamentos com as respectivas populações em: Faxinalzinho (K), Ijuí (D) e Torres (A). Agrupamentos parciais (três indivíduos) foram encontrados nas populações de: Erechim (I), Mostardas (F) e Palmares do Sul (H), com Torres separando-se das outras 11 populações (Figura 4). Os resultados também evidenciam não haver formação de agrupamentos relacionados à posição geográfica das populações, com exceção de Torres, podendo indicar o fluxo gênico entre as populações amostradas.

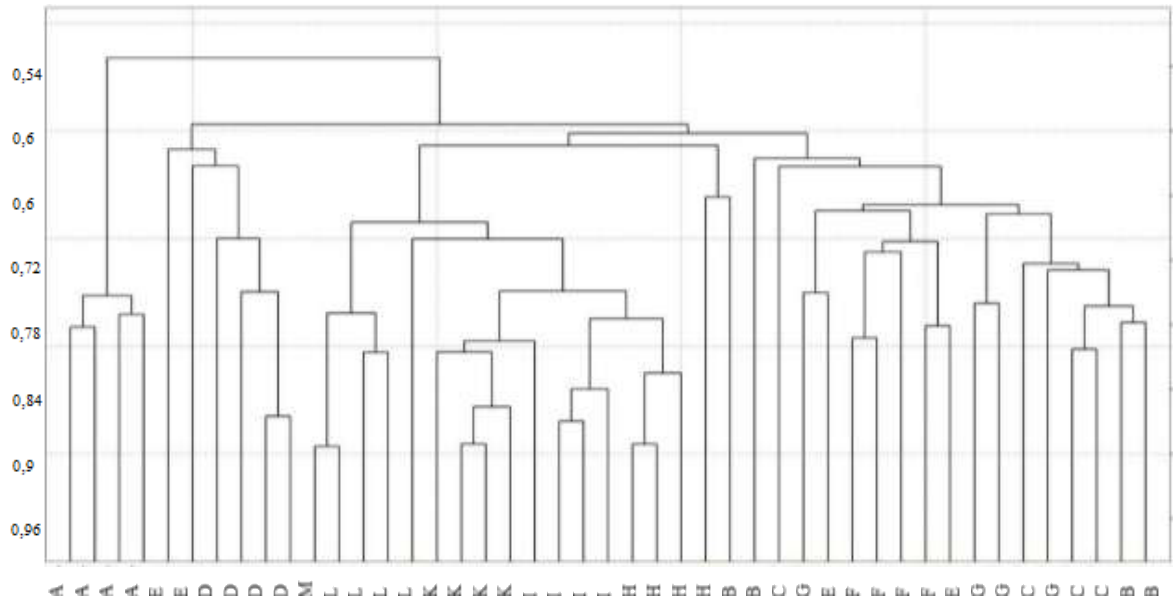


Figura 4 - Dendrograma das populações de *Leptodactylus latrans* analisadas por RAPD (A – Torres; B – Rio Grande; C – Turuçu; D – Ijuí; E – Mostardas; F – Santa Vitória Do Palmar; G – Pelotas; H – Palmares do Sul; I – Erechim; K – Faxinalzinho; L – Santana Do Livramento; M – Quevedos).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise das 12 populações de *Leptodactylus latrans* por marcadores RAPD mostrou haver formação de diferentes agrupamentos populacionais (Faxinalzinho, Ijuí, Torres e agrupamentos parciais de três indivíduos; Erechim, Mostardas e Palmares do Sul), porém, com a exceção de Torres, não houve relação com a posição geográfica das mesmas, havendo, contudo, um alto índice de polimorfismo (73,1%) entre as populações.

As medidas de similaridade genética obtidas para *L. latrans* por meio de RAPD não indicam nenhum tipo de estruturação geográfica, uma vez que a distribuição das populações se sobrepõe independente desta. Considerando que a taxonomia e as relações filogenéticas das espécies do gênero *Leptodactylus* (Fitzinger, 1826) ainda não são totalmente compreendidas e que devido a sua ampla distribuição podem constituir os chamados complexos de espécies (ETEROVICK e SAZIMA, 2004), tornam-se necessárias investigações mais detalhadas para verificar a real posição das populações em análise. Torres situa-se na única formação rochosa litorânea do Estado do Rio Grande do Sul e é banhada pelo oceano Atlântico (esporão da escarpa da Serra Geral alcançando 66 metros), detendo grande variedade em suas formas locais (RAMBO, 1994). Essa diferença geomorfológica pode explicar a razão pela qual o agrupamento desta população apresentou comportamento diferente das demais.

Infere-se haver grande fluxo gênico entre as diferentes populações estudadas, porém a separação genética da população de Torres das demais parece indicar maior diferenciação desta população, possivelmente relacionada às variações geográficas regionais de topografia, geomorfologia e diferente data de formação geo-histórica, comparada as outras localidades onde foram realizadas as coletas dos espécimes. A alta diversidade genética encontrada pode ser explicada devido à existência de inúmeras subpopulações próximas a cada população amostrada, condição que manteria as taxas de fluxo gênico e migração.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, CAPES, FAPERGS e URI pela concessão de bolsa e apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHAVAL, F.; OLMOS, A. Anfíbios y reptiles del Uruguay. Montevideo, **Graphis**. 2ª edição. 136 pp. 2007.

ALMEIDA, F. S; SODRÉ, L. M. K.; CONTEL, E. P. B. Population structure analysis of *Pimelodus maculatus* (Pisces, Siluriformes) from the Tietê and Paranapanema Rivers (Brazil). **Genetics and Molecular Biology**, v. 26, p. 301-305, mar. 2003.

ANANIAS, F. Análise citogenética e do DNA mitocondrial de populações de *Hyla semiguttata* (Anura, Hylidae) e espécies relacionadas. (**Tese de Doutorado**). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas. 123 p. 2002.

BEEBEE, T. J.; ROWE G. **An introduction to Molecular Ecology**. Oxford University Press. 2004.

BEKESSY, S. A., ALLNUT, T.R., PREMOLR, A. C., LARA, A., ENNOS, R. A., BURGNAN, M. A., CORTES, M. e NEWTON, A. C. Genetic variation in the vulnerable and endemic Monkey Puzzle tree, detected using RAPDs. **Heredity** 88: 243-249. 2002.

BRUSQUETTI, F., E. O. LAVILLA. Lista Comentada de los Anfibios de Paraguay. **Cuadernos de Herpetología**, v. 20, p. 3-79, 2006.

DE SÁ, R.O.D., GRANT, T., CAMARGO, A., HEYER, W.R., PONSSA, M.L., STANLEY, E. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura, Leptodactylidae): phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. **South American Journal of Herpetology**. 9, 1–100. 2014.

ETEROVICK, P. C. e SAZIMA, I. A**nfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais - Amphibians from the Serra do Cipó, Minas Gerais**. 1a. ed., Belo Horizonte, Editora PUC Minas. 152 p. FAIVOVICH, J.; HADDAD, C. F. B.; GARCIA, P. C. A.; FROST, D. R. 2004.

FROST, D.R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. **American Museum of Natural History**, New York, USA (accessed 17.07.17). http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html. 2017

HEDRICK, P.W**. Genetics of Populations.** 3rd edition, Jones and Bartlett, EUA, 737 p. 2005.

LEUZZI, M. S. P. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 27, n. 3, p. 355-362, mar. 2004.

LOEBMANN, D. **Os anfíbios da Região Costeira do Extremo Sul do Brasil: Guia Ilustrado.** Pelotas: USEB. 2005.

MARINHO, J. R. Estudo da comunidade e do fluxo gênico de roedores Silvestres em um gradiente altitudinal de mata atlântica na área de influência da rst-453/RS-486 Rota-do-Sol. **Tese de doutorado** UFRGS. 2003

PERES, M. D.; VASCONCELOS, M. S.; RENESTO, E. Genetic variability in *Astyanax altiparanae* Garutti e Britski, 2000 (Teleostei, Characidae) from the Upper Paraná River Basin, Brazil. **Genetics and Molecular Biology,** v. 28, p. 717- 724, abr. 2005.

POVH, J. A.; MOREIRA, H. L. M; RIBEIRO, R. P.; PRIOLI, A. J; VARGAS, L; BLANCK, D. V.; GASPARINO, E.; STREIT, JR., D. P. Estimativa da variabilidade genética em linhagens de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com a técnica de RAPD. **Animal Sciences**, v. 27, p. 1-10, jan./mar. 2005.

PRIOLI, S. M. A. P.; PRIOLI, J. A.; HORÁCIO, F. J. JR.; PAVANELLI, C. S.; OLIVEIRA A. V. de; CARRER, H.; CARRARO, D. M.; PRIOLI, L. M. Identification of *Astyanax altipananae* (Teleostei, Characidae) in the Iguaçu River, Brazil, based on mitochondrial DNA and RAPD markers. **Genetics and Molecular Biology**, v. 25, p. 421-430, abr. 2002.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., e RYAN P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica 4** (1): Pág. 9. 2001.

RAMBO. B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaios de monografia natural.** 3ed. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 1994.

SEGALLA, M.V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C.A.G.; GRANT, T., HADDAD, C.F.B., LANGONE, J.A. E GARCIA, P.C.A. Brazilian amphibians: list of species. **Herpetologia Brasileira**, 2:37-48. 2014.

SOLÉ-CAVA. Biodiversidade molecular e genética da conservação. In Matioli SR (ed) **Biologia Molecular e Evolução**. Holos Editora, Ribeirão Preto. 2001.

VOGEL, F.; MOTULSKY, A. G. **Genética Humana: Problemas e Abordagens**. 3ª edição, Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 684p. 2000.