

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY
REVISTA BRASILEIRA DE ECOLOGIA

Publication of the Ecology Society of Brasil

Editores: Dra Edisa Nascimento
Dra Karla Conceição Pereira

Mailing Address

Rua do Matão – Travessa 14 – no.321
Cidade Universitária – São Paulo – SP
e-mail: contato @seb-ecologia.org.br
www.seb-ecologia.org.br

FICHA CATOLÓGICA

Brazilian Journal of Ecology
Revista Brasileira de Ecologia
Vol 2 Ano 18 – 2018
São Paulo – SP – Ecology Society of Brasil
(Sociedade de Ecologia do Brasil)

Anual 2018
I Ecologia II Sociedade de Ecologia do Brasil

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY
Ecology Society of Ecologu
Sociedade de Ecologia do Brasil

BOARD

Dra. Edisa Ferreira Inocência Nascimento
Presidente

Dr. Welington Braz Carvalho Delitti
Vice-Presidente

Dr. Lineu Neiva Rodrigues
Primeiro Secretário

Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues
Segundo Secretário

Dra. Karla Conceição Pereira
Primeira Tesoureira

Dr. Vladimir Stolzenberg Torres
Segundo Tesoureiro

Conselho Fiscal

Dr. Marcelo Dutra da Silva
Ms. Valdemiro Lopes Marinho
Dr. Alcindo Neckel,
Dr Joaquim Olinto Branco.
Dra Ana Tereza Araújo Rodarte;

Conselho Consultivo

Dr. Júlio César Voltolini,
Dra. Fernanda Maurer d'Agostini,
Dra. Susi Missel Pacheco,
Dr. Philip Fearnside
Dra. Solange Ikeda Castrillon

ASSESSOR BOARD

Dra. Karla Conceição Pereira – APTA -SP
Dr. Júlio Cesar Voltolini - UNITAU
Dr. Mauricio Lamano Ferreira - UNINOVE
Dra. Solange Arrolho - UNEMAT
Dra. Edisa Nascimento - SEB

Colectivo de Autores:

- 1-Análise do índice e percentual de cobertura vegetal da area urbana do município de Itapeva – SP. Letícia Duron Cury, Edjair Augusto Dal Bem, Roberta Thays dos Santos Cury, Amanda Aparecida de Lima, Ana Clara de Barros, Sérgio Campos.....05
- 2 – Distúrbios crônicos humanos em fragmentos de Mata Atlântica no Nordeste brasileiro. Juliano Silva Lima, Paulo Sérgio Maroti, José Elvino do Nascimento Júnior e Laura Jane Gomes.....14
- 3 – Levantamento de impactos ambientais em nascentes urbanas do Município de Passos-MG Andressa G. Santos, Sayonara S. Almeida, José Carlos L. Arroyo, Bruna de L. R. Pereira, Fernando Spadon, Michael S. Reis, Odila R. de Sá, Tania C. Teles.....36
- 4 – Ocorrências e patogenecidade de Triatomíneos catalogados pela vigilância epidemiológica de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. Anderson C. Camargo, Francis J. A. Lopes, Sara M. C. Cardoso, Taís P. Santos, Valeska M. Arruda, Norberto G. R. Junior.....50
- 5 - A eficiência do tratamento da água de abastecimento do município de Passos – MG Thainá Desiree Franco dos Reis, Maxwell Messias Ribeiro, Norival França, José Carlos Laurenti Arroyo, Tania Cristina Teles, Odila Rigolin de Sá.....60
- 6 – Influência do volume útil do reservatório da UHE FURNAS sobre as variáveis limnológicas. Thainá Desiree Franco dos Reis, Juliana da Silva Leal, Odila Rigolin de Sá.....77
- 7 – The Sand-Lizard *Liolaemus lutzae* (Mertens, 1938) monitoring at praia das Neves, Espírito Santo state, Brazil. Alexandre Fernandes Bamberg de Araujo; Manuela Rodrigues; Leonardo Calandrini Bruno; Diego Pinto; Bruno Batista Cassiano; Rian Carvalho.....94
- 8 - Laboratório do Ifes campus Ibatiba de portas abertas: Educação ambiental crítica na região do Caparaó. Aldo Marcello Costa Bicalho; Marcella Piffer Zamprogno Machado; Paula Karolina Rangel Amorim.....109
- 9– Diversidade de meiofauna em fragmento da praia da Ponta da Areia, São Luiz, Maranhão, Brasil. Thalita Moura Silva Rocha, Lara Larissa Prado Chagas, Patrícia Celina Barros Silva, Tiany Silva Coelho, Wilma dos Santos Eugênio.....114
- 10 – Composition and distribution of the larval assemblage Odonata by system of Wetlands in Caximba Landfill, Curitiba, Paraná, Brazil. Andressa Mendes; Edinalva Oliveira, Kim Jusviak.....123
- 11 – Tannin coating resins tested to prevent marine organisms fouling recruitment in the estuarine region of Guarujá -SP. Paula Garcia Barbosa, Antônio Rosendo, Luciana Lopemarine oeganismss Guimarães, Fabio Giordano.....138

ANÁLISE DO ÍNDICE E PERCENTUAL DE COBERTURA VEGETAL DA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE ITAPEVA-SP

**Letícia Duron Cury^{1*}, Edjair Augusto Dal Bem², Roberta Thays dos Santos Cury³,
Amanda Aparecida de Lima¹, Ana Clara de Barros¹, Sérgio Campos¹**

1. Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Unesp/FCA, Botucatu-SP, 18610-307, Brasil;

2. Departamento de Engenharia Florestal, Faculdade de Ciências Sociais e Agrárias de Itapeva, FAIT, Itapeva-SP, 18402-000, Brasil;

3. Escola Municipal Brigadeiro Nóbrega, EMBN, Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, 23968-000, Brasil;

Correspondência para le.cury@hotmail.com

RESUMO

A expansão urbana vem resultando na redução da cobertura vegetal nativa, no aumento da poluição e, conseqüentemente, na perda da qualidade ambiental e da qualidade de vida das populações humanas. A fim de minimizar tais perdas, é necessário um planejamento urbano, sendo a cobertura vegetal um item de extrema relevância a ser considerado. Com isso, o objetivo deste estudo foi realizar o levantamento da cobertura vegetal do perímetro urbano do município de Itapeva, sudoeste do estado de São Paulo, Brasil. Foram analisados o Índice de Cobertura Vegetal (ICV) e Percentual de Cobertura Vegetal (PCV). O levantamento da cobertura vegetal foi realizado por meio do software AutoCAD 2007, vinculado com o aplicativo TBN2CAD, o qual importou as imagens do Google Maps para a composição do mapa de zoneamento urbano. Para somatória da vegetação delimitada, foi utilizado o Microsoft Excel 2010. O estudo resultou em um mapa de zoneamento da cobertura vegetal, onde foram identificadas as áreas de mata nativa, plantios homogêneos e arborização urbana. No total, o ICV e o PCV foram de 125,2 m²/habitante e 21,5%, respectivamente. Foi possível observar que a vegetação nativa foi significativa, representando 92,9 m²/habitante para o ICV e 15,9% para o PCV. Verificou-se que o PCV supera os padrões estabelecidos para cobertura vegetal, indicando uma qualidade ambiental média para o município.

Palavras chave: Qualidade ambiental, AutoCAD, TBN2CAD, zoneamento econômico ecológico.

INTRODUÇÃO

A expansão urbana desordenada promove desde o início a remoção da cobertura vegetal, comprometendo a qualidade ambiental e a vida das populações humanas, o que torna necessário um planejamento urbano, priorizando a sua manutenção. A ausência da cobertura vegetal pode resultar na degradação de nascentes e mananciais, no aumento de ilhas de calor, da temperatura, da poluição do ar, da redução da umidade relativa e da deterioração da estética urbana (6)

Segundo Nucci e Cavalheiro (1999) a vegetação pode amenizar muitos problemas urbanos, com isso, a cobertura vegetal, tanto em termos qualitativos como quantitativos e sua distribuição espacial no ambiente urbano, deve ser considerada em uma avaliação da qualidade ambiental e planejamento da paisagem urbana.

Parâmetro¹s como o índice de cobertura vegetal (ICV) e percentual de cobertura vegetal (PCV), vêm sendo utilizados como referência para a quantificação e avaliação da vegetação em diversas pesquisas. Tornando possível, através dos resultados obtidos, uma avaliação da qualidade ambiental da área de estudo.

Segundo Cavalheiro *et al.* (1999), a cobertura vegetal considera toda vegetação existente nos três sistemas (espaços construídos, espaços livres e espaços de integração) e as encontradas nas Unidades de Conservação (que na sua maioria restringem o acesso ao público). São consideradas as herbáceas, arbustivas e arbóreas, pois estão relacionadas com o conforto térmico, qualidade do ar, escoamento superficial, entre outros benefícios (6). Desta maneira, para um adequado balanço térmico em áreas urbanas, é recomendável um percentual de cobertura vegetal de 30%, sendo os valores inferiores a 5% considerados característicos a climas de regiões desérticas (5). De acordo com Borges, Marim e Rodrigues (2010), as classes de qualidade ambiental no parâmetro de cobertura vegetal são consideradas como baixa para valores até 5%, média para valores entre 10 a 25% e alta para valores acima de 30%.

Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho foi realizar o levantamento da cobertura vegetal arbórea do perímetro urbano do município de Itapeva, localizado na região sudoeste do estado de São Paulo, para analisar o Índice de Cobertura Vegetal (ICV) e Percentual de Cobertura Vegetal (PCV), resultando em um mapa de zoneamento da cobertura vegetal, com a identificação das áreas de vegetação nativa, plantios homogêneos e arborização urbana.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Itapeva está situado na região sudoeste do estado de São Paulo, a 270 km da capital, localizado a 23° 57' W de longitude Gr e 23° 57' S de latitude (Figura 1).

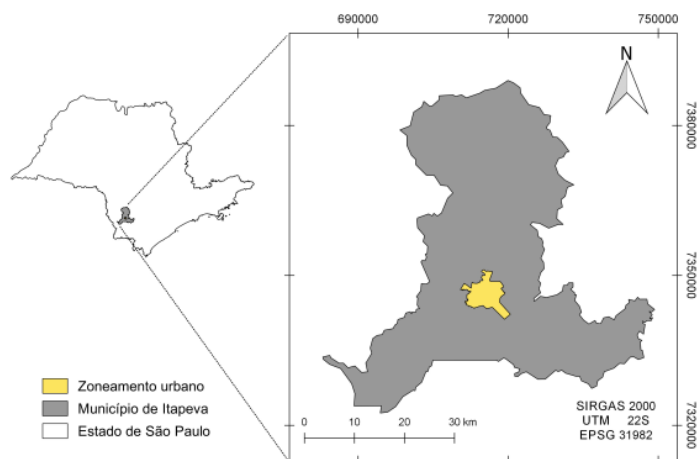


Figura 1. Localização do município de Itapeva no estado de São Paulo, destacando a área de zoneamento urbano em amarelo.

Diante do censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística de 2010 (IBGE), o município apresenta uma população de 87.753 habitantes, sendo 73.956 residentes da área urbana e 13.797 residentes da área rural. Sua área total representa 1.826 km², onde 42,99 km² correspondem à área de zoneamento urbano do município.

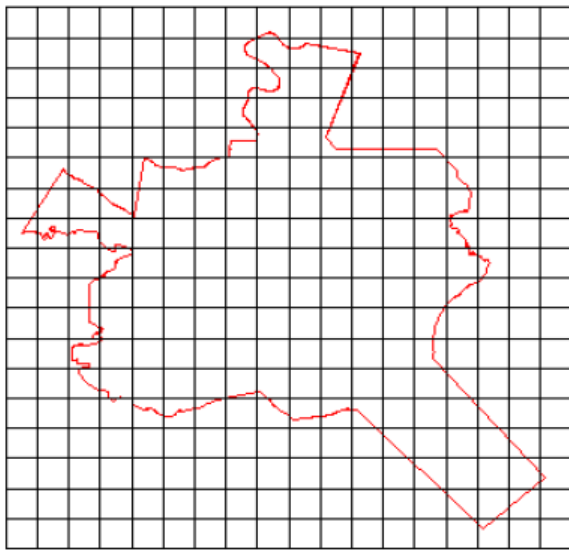
De acordo com a classificação de Köppen, o clima do município é do tipo Cwa, clima subtropical, com inverno seco e verão quente. Com altitude de 700 m, Itapeva possui uma precipitação e temperatura média anual de 1.278,4 mm e 20,1° C, respectivamente (4).

Diagnóstico

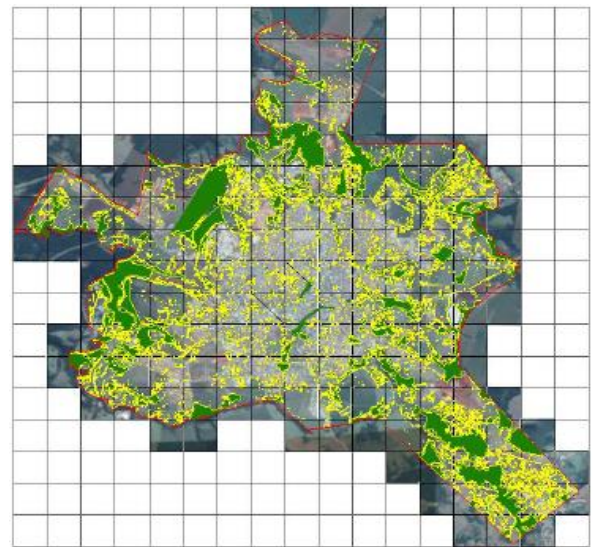
O levantamento da cobertura vegetal foi realizado no perímetro urbano do município de Itapeva, delimitando toda a vegetação nativa, os plantios homogêneos e a arborização urbana. Para a vegetação nativa foi considerado as vegetações dos mananciais e reservas, os plantios

homogêneos as plantações de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.*, e a arborização urbana a vegetação arbórea das praças, parques e rotatórias.

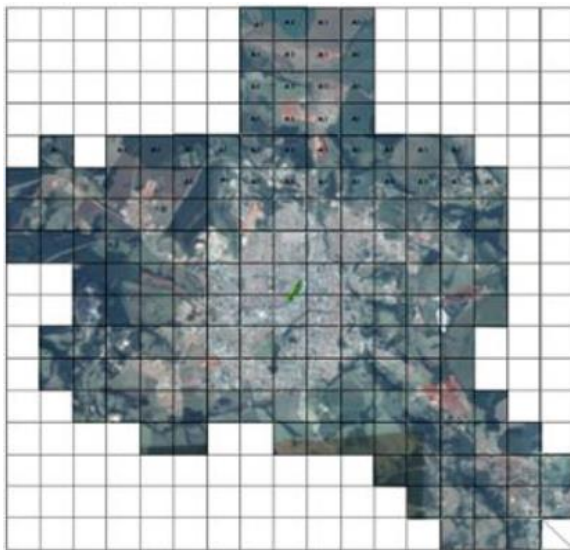
Os dados foram coletados durante os meses de setembro e outubro de 2015, sendo o levantamento da cobertura vegetal realizado por meio do software AutoCAD 2007, vinculado com o aplicativo TBN2CAD que importou as imagens de agosto de 2014 do Google Maps, resultando no preenchimento total do mapa de zoneamento urbano do município (Figura 2).



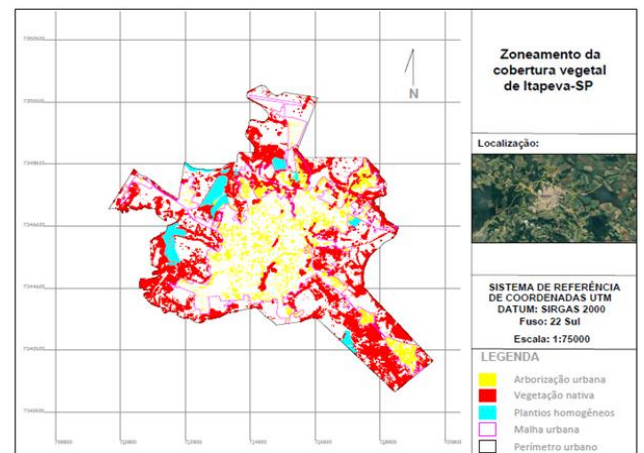
(A)



(C)



(B)



(D)

Figura 2. (a) Perímetro e área do mapa de zoneamento urbano de Itapeva, (b) inclusão das imagens do Google Maps no mapa de zoneamento urbano, (c) demarcação da cobertura vegetal e (d) classificação da cobertura vegetal, sendo as cores vermelha para a vegetação nativa, o azul para os plantios homogêneos e o amarelo para a arborização urbana.

A partir da inclusão das imagens no mapa de zoneamento urbano, foi possível realizar a demarcação e classificação da cobertura vegetal, sendo representada por vermelho a vegetação nativa, azul os plantios homogêneos e amarelo a arborização urbana. Para a somatória da cobertura vegetal delimitada foi utilizado o Microsoft Excel 2010.

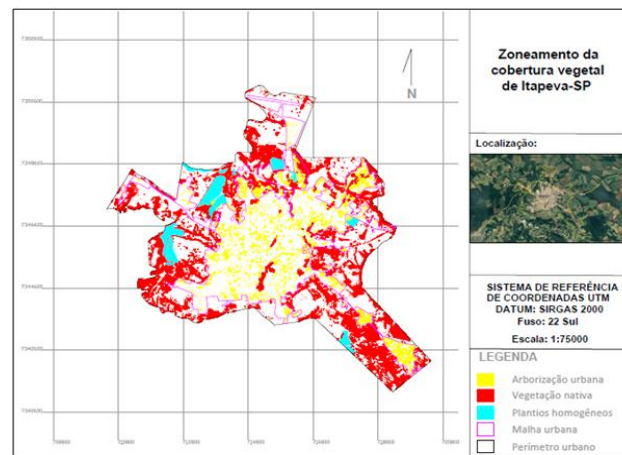


Figura 3. Mapa de zoneamento da cobertura vegetal do município de Itapeva-SP.

Índices calculados

Índice de cobertura vegetal

Para calcular o ICV do município de Itapeva, foi considerada a somatória da área das copas, compreendendo toda vegetação existente dentro da área do mapa de zoneamento urbano do município, expressa em metro quadrado, dividido pelo número de habitantes da área urbana.

$$ICV = \frac{\sum \text{área das copas (m}^2\text{)}}{n^{\circ} \text{ hab. da área urbana}}$$

Percentual de cobertura vegetal

O cálculo do PCV também considerou a somatória da área das copas, expressa em metro quadrado, dividido pela área do mapa de zoneamento urbano, sendo o resultado final multiplicado por cem.

$$PCV = \frac{\sum \text{área das copas (m}^2\text{)}}{\text{Área do zoneamento urbano}} \times 100$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área total de copa encontrada para o município de Itapeva foi 9.257.537,83 m², considerando os três tipos de disposição da vegetação: vegetação nativa, plantios homogêneos e arborização urbana (Tabela 1 e Figura 3).

Tabela 1. Valores do levantamento da área das copas para cada disposição da vegetação

Vegetação nativa (m ²)	Plantios homogêneos (m ²)	Arborização urbana (m ²)	Total
6.869.986,14	1.343.960,31	1.043.591,38	9.257.537,83

Quanto ao ICV e PCV, considerando a área total das copas, obtiveram-se os seguintes resultados: 125,2 m² de cobertura vegetal/habitante e 21,5%, respectivamente.

Considerando os três tipos de disposição da vegetação de forma individual, obtiveram-se os valores proporcionais para o ICV e PCV (Tabela 2).

Tabela 2. Valores do ICV e PCV considerando a disposição da vegetação de forma individual

Disposição da vegetação (m ²)	ICV (m ²)	PCV (m ²)
Vegetação nativa	92,9	15,9
Plantios homogêneos	18,2	3,1
Arborização urbana	14,1	2,4

Total	125,2	21,5
-------	-------	------

Analisando individualmente a disposição da vegetação, é observado que a vegetação nativa apresentou maior influência no cálculo do ICV e PCV, com 92,9 m² e 15,9%, respectivamente, quando comparados ao plantio homogêneo, com 18,2 m² e 3,1%, e à arborização urbana, com 14,1 m² e 2,4%.

No entanto, considerando o valor total do ICV de 125,2 m², e comparando com valores obtidos por outros trabalhos que utilizaram métodos semelhantes, o ICV de Itapeva encontra-se superior, pois Arruda et al. (2013), encontrou para o perímetro urbano da cidade de Mossoró–RN, o valor de 9,57 m² de cobertura vegetal/habitante. Enquanto, Nucci *et al.* (2003), encontrou para o bairro do centro, no município de Curitiba, o valor de 12,70 m² de cobertura vegetal/habitante. Porém, Moura e Nucci (2008), realizaram o levantamento da cobertura vegetal em Curitiba, encontrando o valor de 207,17 m² de cobertura vegetal/habitante, representando um elevado índice de cobertura vegetal, devido à baixa densidade demográfica, sendo 20,5 habitantes/hectare. Desta maneira, de acordo com a densidade demográfica, Itapeva apresenta 17,2 hab./ha, pois 73.956 correspondem aos habitantes da área urbana e 4.299,84 ha representam a área do mapa de zoneamento urbano, resultando em uma baixa densidade demográfica, o que justifica o elevado índice de cobertura vegetal.

O PCV total indica que 21,5% da área de zoneamento urbano do município se encontra coberto por cobertura vegetal, estando abaixo do recomendado por Lombardo (1985), que menciona o valor de 30% para proporcionar um adequado balanço térmico em áreas urbanas. Já segundo Borges, Marim e Rodrigues (2010) o valor 21,5% indica uma qualidade ambiental média, pois recomendam valores entre 10 a 25% de cobertura vegetal para essa classe de qualidade ambiental.

A partir do mapa de zoneamento da cobertura vegetal de Itapeva, é possível observar que a vegetação encontra-se mais presente nas áreas periféricas, quando comparado com as áreas centrais, a qual apresenta uma menor quantidade de cobertura vegetal, o que torna necessário o plantio de arbóreas, seguidos de um plano de monitoramento.

CONCLUSÕES

O levantamento da cobertura vegetal resultou no Índice de Cobertura Vegetal superior aos padrões estabelecidos para cobertura vegetal arbórea. O Percentual de cobertura vegetal indicou

uma qualidade ambiental média para o município. No entanto, é necessária maior atenção para as áreas centrais do mapa de zoneamento da cobertura vegetal, onde o ICV e PVC foram menores, quando comparados com as áreas periféricas.

ABSTRACT

Urban expansion has resulted in the reduction of native vegetation cover, increased pollution and, consequently, the loss of environmental quality and the quality of life of human populations. To minimize these effects, the urban planning is necessary, and the vegetation cover is extremely important issue to be considered. The aim of this study was to analyze the vegetation cover of the urban perimeter of Itapeva municipality, southwestern of São Paulo State, Brazil. The Vegetable Coverage Index (ICV) and Vegetable Coverage Percentage (PCV) were analyzed. The vegetation cover was analyzed using the software AutoCAD 2007, linked to TBN2CAD, which imported images from Google Maps for the urban zone map composition. Microsoft Excel 2010 was used to calculate the vegetation cover. The study resulted in a zoning map of the vegetation cover, showing the native forest area, homogeneous forest plantations and urban afforestation. In total, the ICV and PCV were 125.2 m² / inhabitant and 21.5%, respectively. Was observed that the native vegetation was significant, representing 92.9 m²/inhabitant for ICV and 15.9% for PCV. Was verified that the PCV exceeds the established standards for plant cover, indicating an intermediary environmental quality for the municipality.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARRUDA, Luiz E. V. de et al. Índice de área verde e de cobertura vegetal no perímetro urbano central do município de Mossoró-RN. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 2, n. 8, p.13-17, jun. 2013.
2. BORGES, César Augusto Reis da F.; MARIM, George Costa; RODRIGUES, José Edílson Cardoso. Análise da cobertura vegetal como indicador de qualidade ambiental em áreas urbanas: Um estudo de caso do bairro da Pedreira – Belém/PA. In: VI SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, Universidade de Coimbra. Geodinâmicas: entre os processos naturais e socio-ambientais. Portugal, 2010.
3. CAVALHEIRO, Felisberto et al. Proposição de terminologia para o verde urbano. *Boletim Informativo da Sbau (sociedade Brasileira de Arborização Urbana)*, Rio de Janeiro, v. 3, set. 1999.
4. CEPAGRI. Unicamp. Centro de pesquisas meteorológicas e climáticas aplicadas a agricultura: Clima dos Municípios Paulistas 2014. Disponível em: <https://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_259.html>. Acesso em 08 maio 2018.
5. LOMBARDO, M. A. Ilha de calor nas metrópoles: O exemplo de São Paulo. São Paulo: Hucitec, 1985.

6. MOURA, Angelita Rolim de; NUCCI, João Carlos. Cobertura vegetal em áreas urbanas - O caso de Santa Felicidade - Curitiba - PR. Geografia. Ciência & Pesquisa, Santa Maria, v. 12, p.1682-1698, 2008.
7. NUCCI, João Carlos; CAVALHEIRO, Felisberto. Cobertura vegetal em áreas urbanas - conceito e método. **Geosp**, São Paulo, v. 6, p.29-36, 1999.
8. NUCCI, João Carlos et al. Cobertura vegetal no bairro centro de Curitiba/PR. In: X SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA. 2003. Rio de Janeiro. Aplicação da Geografia Física à Pesquisa. Rio de Janeiro: Editorial, 2017. p. 1 - 8.

DISTÚRBIOS CRÔNICOS HUMANOS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL

Juliano Silva Lima^{1,2*}, Paulo Sérgio Maroti³, José Elvino do Nascimento Júnior⁴ e Laura Jane Gomes⁵

1. Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 28013-602, Brasil;
2. Campus Nossa Senhora da Glória, Instituto Federal de Sergipe, Nossa Senhora da Glória, 49680-000, Brasil. 3. Campus do Paricarana, Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 69310-000, Brasil.
4. Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Iturama, 38280-000, Brasil.
5. Departamento de Ciências Florestais Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 49100-000, Brasil. *Correspondência para julianobios@yahoo.com.br

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da exploração contínua dos recursos botânicos em diferentes fragmentos de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana (PARNASI), Sergipe, Brasil. Os dados foram obtidos a partir do levantamento etnobotânico com 31 especialistas locais, levantamento fitossociológico em 16 fragmentos de quatro fitofisionomias (floresta semidecidual, areia branca, capoeira e quintais agroecológico), e o uso do índice de prioridade de conservação (IPC) para cada espécie. Foram registradas 185 espécies botânicas, distribuídos em 47 famílias. O maior número de espécies é encontrado na floresta semidecidual (125 spp), seguida por capoeira (51 spp.), areia branca (41 spp.) e quintais agroecológicos (41 spp.). As espécies são classificadas de acordo com seu uso: místico-farmacológico (107 spp.), combustível (147 spp.), alimentação (54 spp.), madeireiro (82 spp.) e outros usos (73 spp.). O levantamento fitossociológico indicou que nove espécies apresentam caráter de raridade sendo observado apenas um indivíduo entre os fragmentos. De acordo com os escores IPC, 20,5% dos recursos botânicos utilizados necessitam de atenção conservacionista imediata, visto que sua exploração contínua tem gerado impacto que podem levar a extinção dessas espécies. Dentre os fatores que tem intensificado a pressão na flora do PARNASI se destaca o corte seletivo de espécies nativas como fonte de energia, para construção civil e para produção de diversos utensílios. Estas informações vêm a contribuir para o entendimento da situação da flora em remanescentes de Mata Atlântica e da necessidade de programas de manejo de extração dos recursos botânicos no nordeste brasileiro.

Palavras-chave: Etnobotânica; Índice de Conservação; Biodiversidade; Estruturas vegetais, Extração de recursos botânicos.

INTRODUÇÃO

A crescente ameaça da degradação ambiental e do esgotamento de recursos naturais tem gerado várias discussões no sentido de se encontrar soluções para se atingir a sustentabilidade global (Beck, 2010). No Brasil, vários ecossistemas têm sido destruídos ou perturbados pela ação antrópica, dentre os quais se destacam os fragmentos de Mata Atlântica (23). Uma das

estratégias mais usadas para a conservação desse ecossistema tem sido a manutenção desses fragmentos na forma de Unidades de Conservação (UCs).

O Parque Nacional Serra de Itabaiana (PARNASI) foi institucionalizado por meio do decreto de 15 de junho de 2005 (6) e tem sido uma importante UC do estado de Sergipe, por envolver relevantes áreas de Mata Atlântica (Gomes *et al.*, 2006). Atualmente, Sergipe conta com 8% da sua área originalmente coberta por vegetação de Mata Atlântica (15), sendo as atividades de mineração, agricultura, pastoreio e a utilização de madeira para construção civil e combustível as principais causas para devastação desse ecossistema (31; 32; 34).

O PARNASI detém características singulares, devido à presença de espécies endêmicas e por englobar nascentes de rios importantes, como os afluentes do Rio Poxim. Entretanto, a criação dessa UC, trouxe alguns impasses para a região, que vão desde a conservação da biodiversidade para manutenção dos fluxos gênicos da flora e da fauna (35), a conflitos em torno das comunidades que utilizam os recursos naturais para fins religioso, medicinal, extrativista e econômico (32; 34).

A falta de regulamentação da área do PARNASI e a ausência de um plano de manejo nessa UC têm intensificado os conflitos entre as comunidades do entorno e o órgão de gestão responsável - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Sobral *et al.*, 2007). Neste contexto, faz-se necessário um plano de manejo que inclua mais estudos sobre a biodiversidade do PARNASI e sobre os impactos decorrentes da exploração dos recursos naturais pelas comunidades locais.

Apesar da importância do PARNASI, como um dos poucos fragmentos de Mata Atlântica em Sergipe, poucos estudos tem sido realizados na tentativa de conhecer as espécies botânicas nesses fragmentos (31, 10; 11; 28, 36; 12) e sobre o uso dos recursos botânicos pelas comunidades do seu entorno (24;25;26).

Neste sentido, o objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da exploração dos recursos botânicos por comunidades locais em diferentes fragmentos do PARNASI, a partir de um inventário etnobotânico das espécies utilizadas pelas comunidades locais, de um levantamento fitossociológico em diferentes fitofisionomias e da avaliação das espécies exploradas a partir do índice de prioridade de conservação (IPC).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O PARNASI localiza-se entre os municípios de Areia Branca, Itaporanga D'Ajuda, Laranjeiras, Campo do Brito e Itabaiana no estado de Sergipe (Brasil, 2005). Situa-se nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Sergipe possuindo importantes nascentes na região da Serra de Itabaiana, Serra Comprida e Serra do Cajueiro (7). Essa UC conglomerada uma extensa área de zona de transição entre os biomas Mata Atlântica e Caatinga e destaca-se pela particularidade dos seus habitats - floresta ombrófila e semidecídua, areia branca, capoeira e campos gramíneos (11), pela presença de espécies endêmicas, e pelo seu valor econômico e cultural dado pelas comunidades locais (35).

Há 24 comunidades rurais no entorno do PARNASI, para esse estudo foram selecionadas quatro comunidades: Pedrinhas (S10°49', W37°19'), Caroba (S10°49', W37°22'), Ladeira (S10°50', W37°19') e Cajueiro (S10°50', W37°23'). Essas comunidades foram selecionadas por apresentarem importantes mananciais, entre eles as nascentes do rio Poxim-mirim e Cotinguiba (Fig.1).

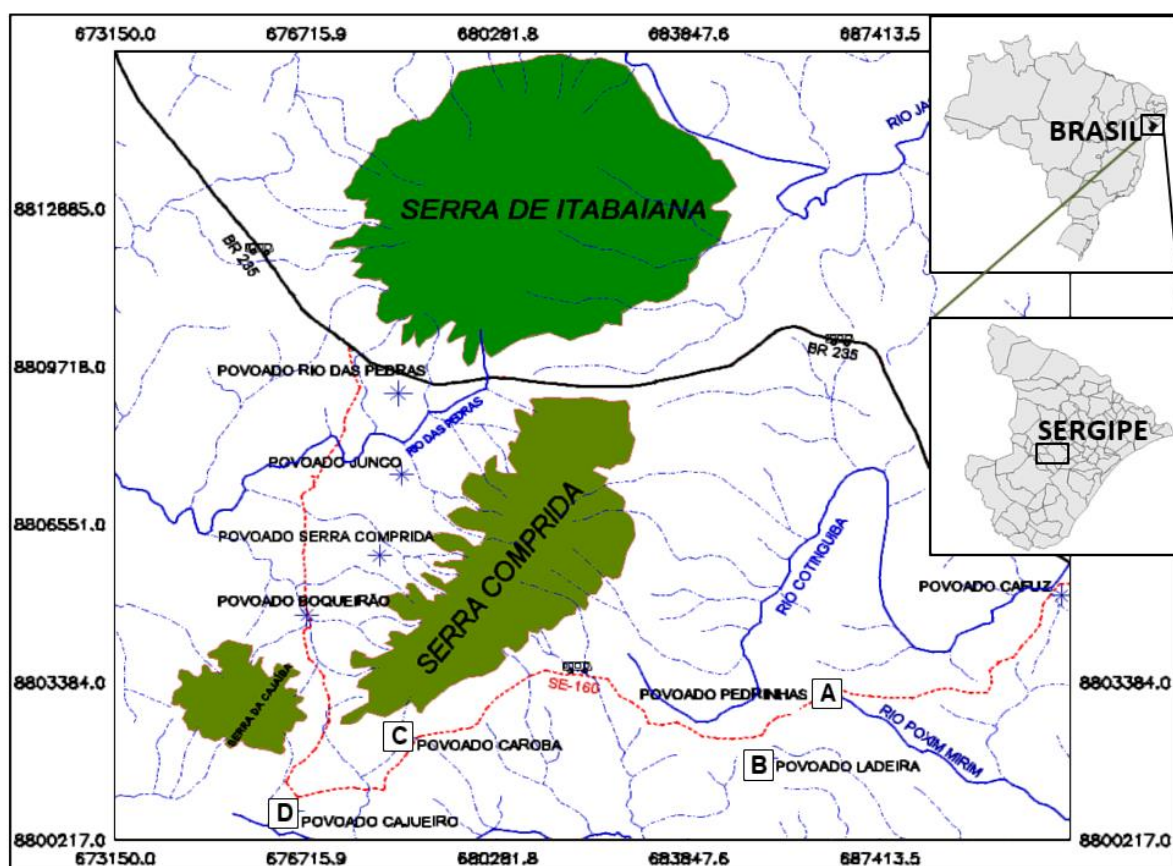


Figura 1 – Delimitação do PARNASI com as três serras (Itabaiana, Comprida e Cajueiro) e localização das comunidades desse estudo - Pedrinhas (A), Ladeira (B), Caroba (C) e Cajueiro (D).

Coleta de dados

O inventário etnobotânico foi realizado a partir de entrevistas semiestruturadas (22) com pessoas reconhecidas localmente como especialistas na utilização de recursos botânicos (1). Os entrevistados foram selecionados de acordo com informações de membros da comunidade pela metodologia bola-de-neve (2). E a anuência prévia de cada entrevistado ocorreu mediante a leitura do termo de consentimento livre e esclarecido junto com um dos parentes alfabetizados.

Foram entrevistados 31 especialistas locais das comunidades Pedrinha (n = 14), Ladeira (n = 7), Caroba (n = 5) e Cajueiro (n = 5), sendo 18 homens e 13 mulheres, com faixa etária entre 40 e 93 anos. O roteiro das entrevistas contemplou perguntas que permitiram conhecer as espécies que as comunidades utilizam, quais são as estruturas utilizadas e onde as espécies são coletadas (30). As entrevistas foram realizadas na íntegra com todos os especialistas, entretanto

um especialista de cada comunidade foi convidado para realizar coletas do material botânico através da metodologia turnê-guiada (2).

Um levantamento fitossociológico foi realizado em 16 fragmentos, distribuídos em quatro fitofisionomia (floresta semidecidual, areia branca, capoeira e quintas agroecológicos), esses fragmentos foram escolhidos por serem explorados continuamente pelas comunidades locais. O desenho amostral da fitossociologia (18) consistiu na criação de cinco transectos de 100 m em cada um dos fragmentos analisados, com espaçamento de 30 metros entre cada transecto. Ao longo dos transectos foram amostrados todos os indivíduos arbóreos e arbustivos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm, contando 2 metros para direita e 2 metros para esquerda do ponto central do transecto. Os indivíduos foram identificados e quantificados quanto à presença e ausência em cada fragmento.

O material botânico coletado na turnê-guiada e no levantamento fitossociológico foram herborizados segundo técnicas usuais de Fidalgo e Bononi (1989) e incluídos ao acervo do herbário ASE da Universidade Federal de Sergipe (UFS). A identificação taxonômica das espécies foi feita por meio de consultas a chaves e literatura taxonômica e comparação com material da coleção do herbário ASE/UFS. O sistema de classificação utilizado foi o AGP III (8).

Análise de dados

As espécies foram categorizadas pelas diferentes formas de uso: místico-farmacológica, combustível, madeireira, alimentação, outros usos. O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') foi calculado para verificar o quanto a diversidade local é usada pela população. O índice de equabilidade de Pielou (J) foi realizado para avaliar possível existência de dominância no uso de algumas espécies (Begossi, 1998). A análise do IPC seguiu o modelo adaptado de Dzerefos e Witkowski (2001) baseado na frequência dos táxons amostrados, risco de coleta, importância local e diversidade de usos. O IPC foi calculado a partir do 'valor biológico' (VB) e o 'risco de

utilização' (RU), com base na fórmula $IPC = 0,5 (VB) + 0,5 (RU)$, atingindo valores máximos de 100. Os escores calculados do IPC permitiram classificar os táxons em três categorias: categoria 1 com $IPC \geq 85$, categoria 2 com IPC entre 85 e 60, e categoria 3 com $IPC \leq 60$.

RESULTADOS

Inventário etnobotânico

Os 31 informantes das comunidades rurais do entorno ao PARNASI, indicaram os usos para 185 taxóons distribuídos em 47 famílias (Tab. 1). Destacam-se as famílias Fabaceae (41 spp.), Myrtaceae (19 spp.), Anacardiaceae (9 spp.), Arecaceae (8 spp.), Apocynaceae (6 spp.), Annonaceae (6 spp.) e Moraceae (6 spp.). Das espécies mencionadas pelos entrevistados, 78% (146 spp.) são arbóreas e 22% (39 spp.) são arbustivas, sendo 83% (154 spp.) espécies nativas do PARNASI e 17% (31 spp.) introduzidas.

Os entrevistados utilizam quatro fitofisionomias distintas para coleta dos recursos botânicos, floresta semidecidual (125 spp.), areia branca (41 spp.), capoeira (51 spp.) e quintais agroecológicos (41 spp.), algumas espécies são coletadas em mais de um tipo de fitofisionomia. As espécies botânicas são classificadas em cinco categorias de uso místico-farmacológico (107 spp.), combustível (147 spp.), alimentação (54 spp.), madeireiro (82 spp.) e outros usos (73 spp.), cujas subcategorias são detalhadas na Fig. 2.

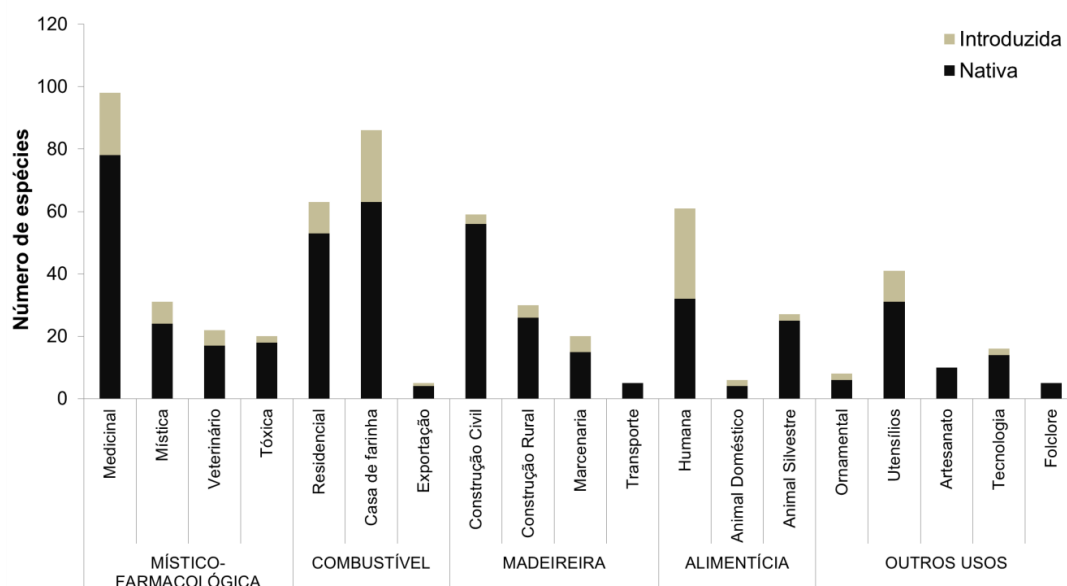


Figura 2. Distribuição das espécies botânicas por categorias e subcategoria de uso, mencionados pelos entrevistados das comunidades rurais do agreste sergipano.

A investigação ainda revelou que galhos (25,9%) e caule (20,1%) são as estruturas vegetais mais exploradas, seguida por folhas (18,4%), frutos (13,9%), casca (9,4%), flores (3,3%), sementes (3,1%), raiz (3%) e látex (3%). Os galhos e caule são mais utilizados como fonte de combustível ou para fins madeireiros; as folhas, casca, flores, raízes e látex para fins místico-farmacológico; e os frutos e sementes para fins alimentícios. Vale ressaltar que o uso das estruturas vegetais varia de acordo com cada fitofisionomia (Fig. 3). O índice de diversidade Shannon-Wiener para amostra populacional estudada foi de $H' = 4,72$, e o índice de equitabilidade de Pielou estimado foi $J = 0,89$ o que indica que o conhecimento etnobotânico é alto e está homogeneamente distribuído entre os entrevistados.

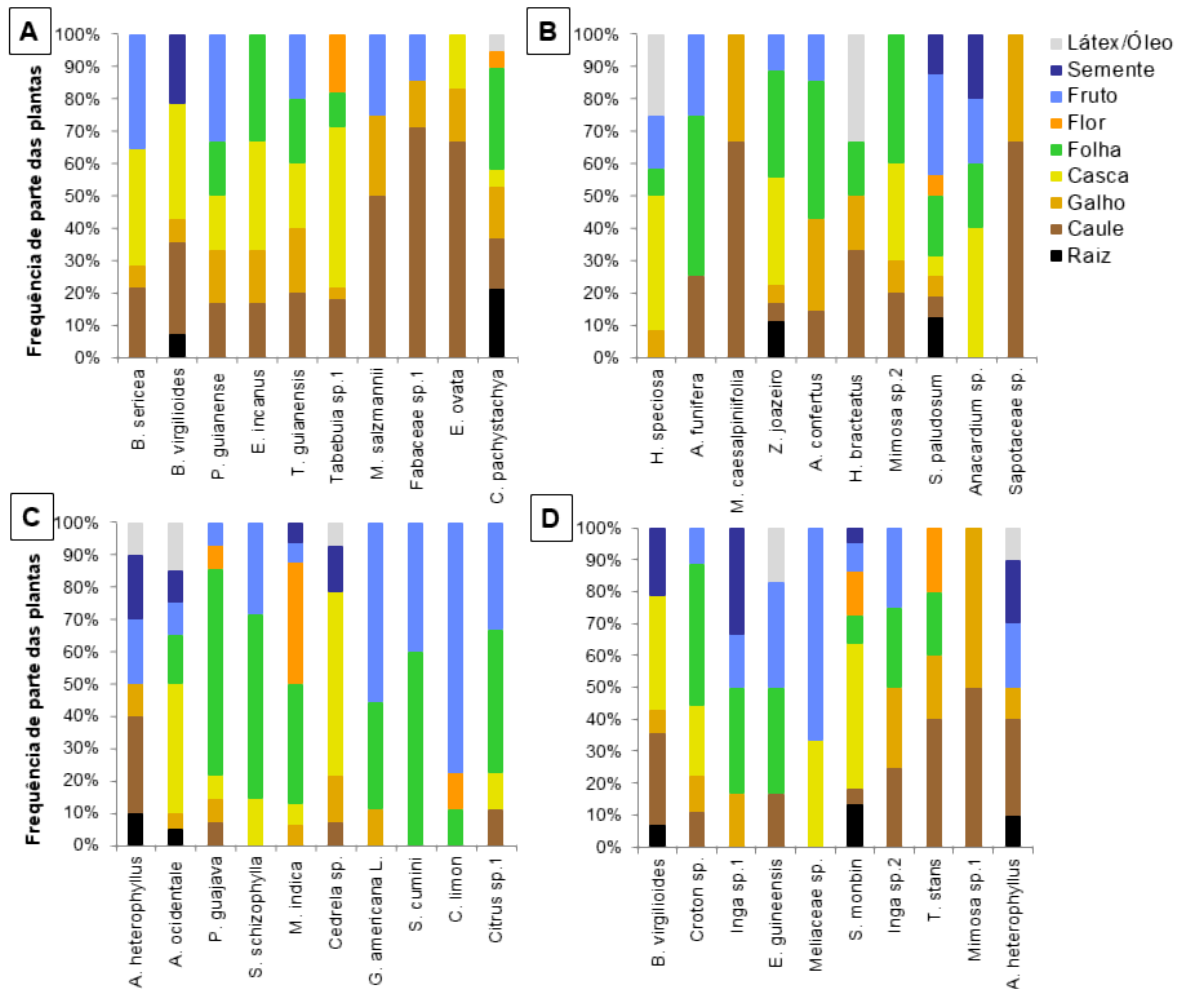


Figura 3. Distribuição das estruturas vegetais exploradas das principais espécies de cada fitofisionomia: floresta semidecidual (A), areia branca (B), capoeira (C) e quintais agroecológico (D).

Levantamento fitossociológico

Todas as espécies apontadas no levantamento etnobotânico (185 spp.) foram catalogadas e registradas no levantamento fitossociológico (Tab. 1). Os parâmetros fitossociológicos obtidos nas fitofisionomias apontaram a predominância de várias espécies para cada fitofisionomia analisada. Entretanto, nove espécies apresentaram caráter de raridade sendo observado apenas um indivíduo entre os fragmentos analisados. As espécies consideradas raras são angico (*Anadenanthera* sp.), branquinha (*Fabaceae* sp. 6), buranhê (*Pradosia* sp.), coração-de-negro (*Chamaecrista ensiformis*), graúna (*Dalbergia* sp), itapicuru (*Fabaceae* sp. 8), jindiroba (*Meliaceae* sp.), pau-de-óleo (*Myrocarpus* sp.) e jequitibá (*Cariniana* sp.).

A análise de ordenação nMDS revelou a formação de três grupos principais com base no padrão de associação das espécies botânicas (Fig. 4). O primeiro ordenamento (21,28% de similaridade) é formado pelas espécies encontradas nos fragmentos de floresta semidecidual, o segundo grupo (25,8% de similaridade) formado pelas espécies dos fragmentos de areia branca e o terceiro grupo (26,54% de similaridade) formado pelos fragmentos da capoeira e dos quintais agroecológicos. A análise PERMANOVA quanto à estrutura da comunidade botânica diferiu significativamente ($p = 0,001$) entre as diferentes fitofisionomias e não entre os fragmentos replicados ($p = 0,095$), revelando de maneira geral que as espécies botânicas são encontradas exclusivamente em cada fitofisionomia. Entretanto, o teste *Pair-Wise* aponta que os fragmentos de capoeira e quintais agroecológicos não apresentaram diferença significativa ($p = 0,096$) entre si, sugerindo que algumas espécies são encontradas nas duas fitofisionomias.

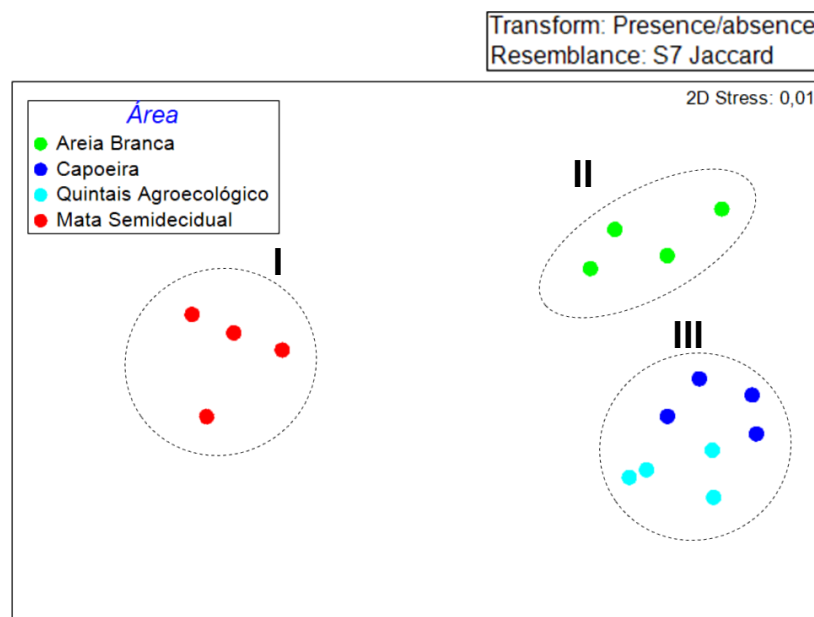


Figura 4. Ordenação pela análise multivariada nMDS com base na presença e ausência de espécies nas fitofisionomias.

Índice de prioridade de conservação

A análise do IPC por espécies botânicas (Tab. 1), aponta que 98 espécies (53%) apresentaram pontuação ≤ 60 (categoria 3), 49 espécies (26,5%) apresentaram IPC entre 85 e 60 (categoria 2) e 38 espécies (20,5%) apresentaram IPC ≥ 85 (categoria 1). De maneira geral, as

espécies que possuem prioridade na conservação na região (categoria 1) são espécies nativas que apresentam baixa frequência no levantamento fitossociológico e que são exploradas como combustível ou para fins madeireiro como demonstra a PCA (Fig. 5). Na categoria 2 se enquadram as espécies nativas que apresentam abundância média nos fragmentos analisados e que são utilizadas para diversos usos. E na categoria 3 enquadram-se espécies nativas e introduzidas que são exploradas principalmente para fins místico-farmacológico e alimentícios, cuja estrutura vegetal mais explorada são as folhas e frutos.

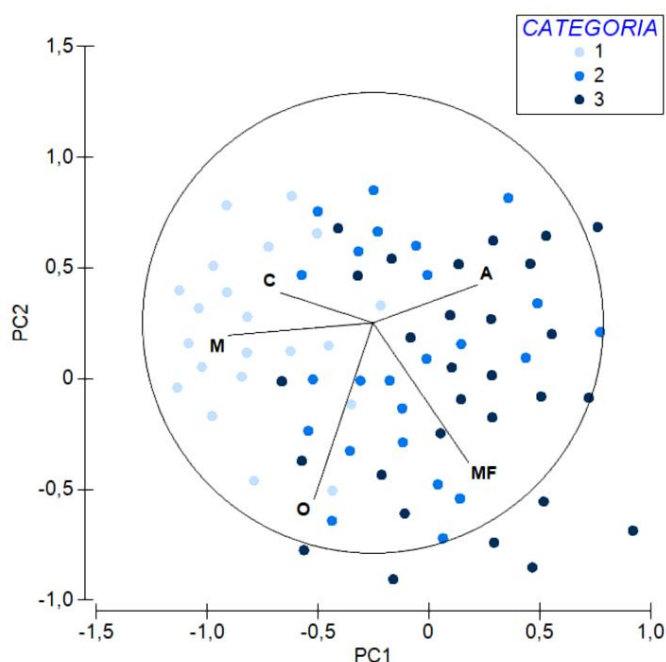


Figura 5. Análise de componentes principais de variáveis relacionadas aos tipos de usos etnobotânicos para as espécies botânicas.

O número de espécies para cada uso variou de acordo com cada fitofisionomia (Fig.6). Os fragmentos de floresta semidecidual apresentam maior número de espécies para fins madeireiro e combustível. Nos fragmentos de areia branca despontam as espécies utilizadas como combustível. As áreas de capoeira são utilizadas prioritariamente para fins místico-farmacológicos. E os quintais agroecológicos é a principal fonte para extração de espécies alimentícias. O gráfico de dispersão ainda revela que as espécies com maiores prioridades de conservação encontram-se na floresta semidecidual, principalmente na categoria madeireira (IPC

= 81), cuja exploração da estrutura vegetal (caule) destrói todo o indivíduo. Ao contrário, os menores escores IPC estão associados ao uso alimentícios. Tal fato decorre que a exploração alimentícia gera menos impactos em relação às outras formas de uso devido à remoção apenas de estruturas áreas transitórias (flores, frutos e sementes).

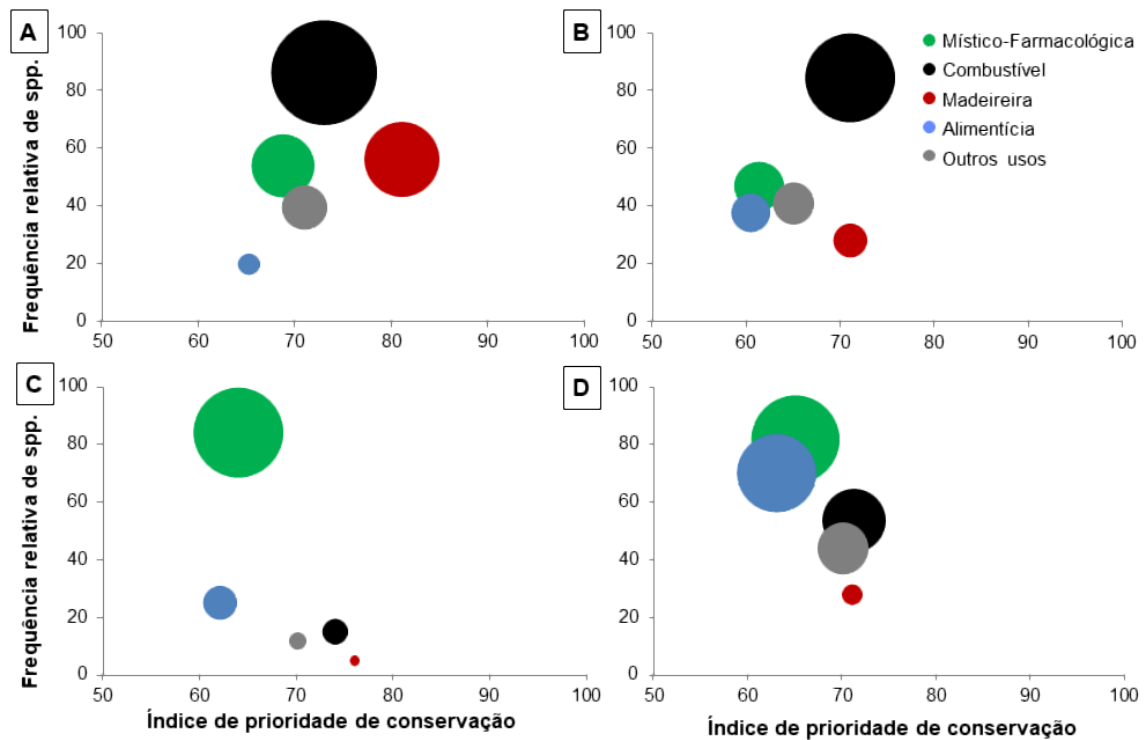


Figura 6. Frequência relativa de espécies por categorias de uso em cada fitofisionomia, floresta semidecidual (A), areia branca (B), capoeira (C) e quintais agroecológico (D). O tamanho de cada ponto representa a importância média de cada categoria de uso, a partir do valor de uso das espécies para cada categoria de uso.

DISCUSSÃO

Os entrevistados das comunidades rurais detêm vasto conhecimento etnobotânico, demonstrado pelo reconhecimento de 185 táxons, dos locais de ocorrência de cada espécie, e dos diferentes usos associados. O número de espécies botânicas é ligeiramente superior ao registrado em estudos anteriores realizados em outras regiões de Mata Atlântica (21:17;5). Essa diferença pode também ser refletida nos altos valores para diversidade de Shannon-Wiener e para equitabilidade de Pielou, que associa o elevado conhecimento etnobotânico a comunidades

afastadas de centros urbanos e que estão localizadas próximas em região de alta diversidade biológica (13).

A maioria das espécies exploradas pelos entrevistados se concentra em fragmentos de floresta semidecidual e as estruturas vegetais mais utilizadas nessa fitofisionomia são caule/galhos (32,8%) e casca (27%). Nos fragmentos de areia branca são folhas (25%) e caule/galhos (25%), capoeira são folhas (29,2%) e frutos (22,1%) e quintais são casca (22,2%) e caule/galhos (17,3%). Estudos em outras comunidades no Brasil têm apontado que os padrões na extração dos recursos vegetais estão fortemente relacionados com a disponibilidade do recurso e que podem ser explicados pela teoria do forrageamento ótimo (33).

A análise do IPC aponta que 38 espécies nativas estão na categoria 1 e que são coletadas em fragmentos de floresta semidecidual (87,5%). Essas espécies são exploradas de forma destrutiva e utilizadas para construção de casas, marcenaria e estruturas rurais (26). A exploração contínua desse tipo de recurso tem gerado impacto nas comunidades botânicas, haja vista a menor frequência dessas espécies no levantamento fitossociológico. Os maiores valores de IPC para as espécies madeireiras extraídas na floresta semidecidual assinalam para importância de evitar a extração desse tipo de recurso, enquanto não forem tomadas providências quanto ao manejo do PARNASI, evitando que essas espécies sejam extintas localmente.

Os fragmentos de floresta semidecidual também são apontados como principal fonte de extração de espécies utilizada como combustível. Tais espécies são escolhidas conforme a qualidade da queima e são utilizadas em fogões domésticos ou em atividades semi-industriais (20). Mesmo havendo rotatividade na extração na flora como forma de diminuir os impactos do corte seletivo (Lima et al., 2000b), a maioria dessas espécies (61%) encontra-se com escore IPC > 60. Vale considerar que grande parte do recurso combustível extraídos nos fragmentos de floresta semidecidual provém de espécies nativas, o que nos alerta sobre a necessidade de monitoramento dessas populações, tais como o estudo de White *et al.* (2014).

Os fragmentos de areia branca também despontam como importantes áreas de coleta para combustível. Para essa fitofisionomia, observa-se que os escores IPC vinculados às espécies utilizadas como combustível são semelhantes aos escores encontrados na floresta semidecidual. Tais considerações sugerem que o distúrbio crônico decorrente da exploração da lenha como combustível, compromete a abundância das populações independentes do tipo de fitofisionomia que as espécies estejam inseridas (27).

Os dados apontam que os fragmentos de capoeira e quintais agroecológicos não diferem na estrutura fitossociológica e possui papéis funcionais semelhantes na região do PARNASI. Essas fitofisionomias despontam como as principais áreas de extração de recursos místico-farmacológicos, cujo IPC médio das espécies é menor que 60. A elevada riqueza de espécies arbóreas e arbustivas para esses fins, mesmo havendo outras espécies herbáceas que podem desempenhar funções semelhantes é explicada pela teoria da evidência e pela disponibilidade de recursos (3). Assim, os dados sugerem que há um impacto decorrente da exploração contínua dos recursos místico-farmacêutico nas fitofisionomias (24), no entanto seu uso não tem posto em risco as espécies locais.

Os quintais agroecológicos despontam ainda como importante fonte de extração de alimento na região do PARNASI, decorrente do uso de estruturas vegetais transitórias (frutos e sementes). Nessas áreas, a maioria das espécies possui $IPC \leq 60$, indicando que a exploração desse tipo de recurso não gera impacto suficiente para diminuição das populações botânicas. Ao contrário, as áreas antropogênicas têm desempenhado na região um papel importante na manutenção de espécies, sobretudo, nativas (18 spp.), conforme levantamento fitossociológico. Pereira e Figueiredo Neto (2015) também relataram o papel dos quintais agroflorestais, em comunidades próximas a regiões de Mata Atlântica, como locais de conservação de espécies nativas.

Esse estudo se deteve a avaliar os impactos da extração dos recursos vegetais pelos moradores das comunidades próximas ao PARNASI, já que não há estudos sobre essa temática na região. Entretanto, vale salientar que há outros impactos que devem ser ponderados para avaliar de maneira mais ampla os distúrbios nos fragmentos de Mata Atlântica nessa região. Dentre outros impactos destaca-se o desmatamento de áreas florestais para produção agrícola ou para pecuária (Lima et al., 2010b); exploração de pedras, areia e argila para construção civil (34) utilização das áreas do PARNASI como forma de turismo e entretenimento (31), caça da fauna silvestre e incêndios florestais intencionais. Tais impactos nas remediações do PARNASI são atribuídos ao não tratamento de conflitos do uso da terra pelo órgão gestor dessa UC.

CONCLUSÃO

As espécies exploradas em cada fitofiosonomia sofrem impactos distintos decorrentes de qual estrutura vegetal é utilizada. O uso contínuo de estruturas vegetais permanentes tende a diminuir a abundância das populações, enquanto o uso de estruturas vegetais transitórias gera impactos resilientes que não comprometem a abundância das espécies. No PARNASI o principal local de coleta das espécies são os fragmentos de floresta semidecidual, tal prática tem implicado na diminuição de espécies nativas, sobretudo, de uso madeireiro.

Estudos voltados à compreensão da dinâmica dos distúrbios crônicos ocasionados pelas comunidades locais são importantes na elaboração de medidas de ordenamento que visem à conservação, sobretudo, das espécies mais vulneráveis ou ameaçadas de extinção. Entretanto, devem-se considerar os conflitos de uso de terra, tais como substituição de áreas florestais por monocultivo, queimadas intencionais e mineração, devido ao maior poder de modificação da paisagem desses distúrbios. Nesse sentido, ações de longo prazo que considerem todos os esses fatores podem contribuir para a cogestão do PARNASI, para diminuição dos conflitos, e para a manutenção dos fragmentos florestais no estado de Sergipe.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos entrevistados pelas informações fornecidas e ao órgão de fomento FAPITEC-SE pela bolsa concedida para realização desse estudo.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the effect of the continuous exploration of the botanical resources in different fragments in the Serra de Itabaiana National Park (PARNASI), Sergipe, Brazil. The data were obtained from the ethnobotanical survey with 31 local experts, a phytosociological survey in 16 fragments of four ecosystems (semidecidual forest, white sandbank, anthropized area and agroecological gardens), and the use of the Conservation Priority Index (IPC) for each species. The interviewed cited 185 species distributed in 47 families. The largest number of species is found in semidecidual forest (125 spp.), anthropized area (51 spp.), white sandbank (41 spp.) and agroecological gardens (41 spp.). The species are classified according to their use: mystic-pharmacological (107 spp.), fuel (147 spp.), food (54 spp.), wood (82 spp.) and other uses (73 spp.). The phytosociological survey indicated that nine species present a rarity character and only one individual was observed among the fragments, with only one individual among the fragments. According to IPC scores, 20.5% of the botanical resources used need immediate conservation, since their continuous exploration has generated an impact that can lead to the extinction of these species. Among the factors that have intensified the pressure on the flora in PARNASI is the selective cut of native species for exploration as fuel, civil construction and for the production of many utensils. This information has contributed to the understanding of the flora situation in remnants of the Atlantic rainforest and the need for management programs to extract botanical resources in the Brazilian northeast.

Keywords: Ethnobotany; Conservation Index; Biodiversity; plant structures; resource extraction.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 - Albuquerque, U.P., Lucena, R.F.P., Lins Neto, E.M.F. Selection of Research Participants. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N. (eds.) *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer, New York Heidelberg e Dordrecht, London, 2014a, p.1-14.
- 2 - Albuquerque, U.P., Ramos, M.A., Lucena, R.F.P., Alencar, N.L. Methods and Techniques Used to Collect Ethnobiological Data. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N. (eds.) *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer, New York e Heidelberg Dordrecht, London, 2014b, p.15-38.
- 3 - Albuquerque, U.P., Lucena, R.F.P. Can apparency affect the use of plants by local people in tropical forests. *Interciência*. 30(8): 506-511, 2005.
- Beck, U. *Sociedade de risco rumo a uma outra modernidade*. Editora 34, São Paulo, 2010. 384p.
- 4 - Begossi, A. Etnobotânica em comunidades caiçaras. In: Fonseca, V.S., Silva, M.I., Sá, C.F. (Orgs.). *Etnobotânica: bases para a conservação*. EDUR, Rio de Janeiro. p.108-120, 1998.

- 5 - Botrel, R.T., Rodrigues, L.A., Gomes, L.J., Carvalho, D.A., Fontes, M.A.L. Uso da vegetação nativa pela população local no município de Ingá, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 20(1):143-56, 2006.
- 6 - **Brasil, 2005. Decreto de 15 de junho de 2005.** Dispõe sobre a criação do Parque Nacional Serra de Itabaiana, localizado nos Municípios de Areia Branca, Itabaiana, Laranjeiras, Itaporanga D'ajuda e Campo do Brito, no Estado de Sergipe, e dá outras providências. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Dnn/Dnn10557.htm>. Acesso em 25 maio 2018.
- 7 - Carvalho, C.M., Vilar, J.C. (coords) Introdução – Levantamento da Biota do Parque Nacional Serra de Itabaiana. In: Carvalho, C.M., Vilar, J.C. (coords) *Parque Nacional Serra de Itabaiana: Levantamento da Biota*. UFS, São Cristóvão, Ibama, Aracaju, 2005, p.9-14.
- 8 - Chase, M.W. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161: 105-121, 2009.
- 9 - Dantas, T.V.P., Nascimento-Júnior, J.E., Ribeiro, A.S. e Prata, A.P.N. Florística e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea das Areias Brancas do Parque Nacional Serra de Itabaiana/Sergipe, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 33: 575–588, 2010.
- 11 - Dantas, T.V.P., Ribeiro, A.S. Caracterização Da Vegetação Do Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe – Brasil. *Biotemas* 23(4):9–18, 2010.
- 12 - Dias, D.M., Pagotto, M.A., Pereira, T.C., Ribeiro, A.S. Estrutura Arbórea e Sazonalidade da Cobertura do Dossel m Vegetação Florestada e Aberta no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. *Ciencia Florestal* 27(2):719–32, 2017.
- 13 - Diegues, A C.S., Arruda, R.S.V. (Orgs.). *Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil*. 4. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v.4, 2001. 176 p.
- 14 - Dzerefos, C.M., Witkowski, E.Y.F. Density and potencial utilization of medicinal grassland plants from Abe Bailey Nature Reserve, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 10: 1875-1896, 2001.
- 15 - Ferreira R.A, Aguiar Netto AO, Santos TIS, Santos BL, Matos EL. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. *Revista Árvore* 35(20): 265-277, 2011.
- 16 - Fidalgo, O. Bononi, V.L.R. *Técnicas de Coleta, Preservação e Herborização de material Botânico*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. Série Documentos. 1989. 62p.
- 17 - Fonseca-Kruel VS, Peixoto AL. Etnobotânica na Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo, RJ,Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(1):177-90, 2004.
- 18 - Gentry, A.H. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84, 1982.
- 19 - Gomes, L.J., Maroti, P.S. Estudo socioambiental nos povoados cajueiro e caroba, visando estratégias pra uso sustentável dos recursos naturais. In: Alves, J.P.H.; Garcia, C.A.B., Aguiar netto, A.O., Ferreira, R.A. (coords.). *Diagnóstico e Avaliação da Sub-bacia hidrográfica do rio Poxim*. EDUFS/FAPESE, Sergipe, 2006, p.199-225.
- 20 - Gomes, L.J., Santana, V., Ribeiro, G.T. Unidades de Conservação no Estado de Sergipe. *Revista da Fapese*, 2(1): 101-112, 2006.

- 21 - Hanazaki N., Tamashiro J.Y., Leitão-Filho H.F., Begossi A. Diversity of plant uses in two Caçara communities from the Atlantic Rainforest coast, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 9:597-615, 2000.
- 22 - Kendall, L.. The conduct of qualitative interview: Research questions, methodological issues, and researching online. In: Coiro, J.; Knobel, M.; Lankshea, C.; Leu, D. J. (eds). *Handbook of research on new literacies*. Nova York: Lawrence Erlbaum Associates, 133-149. 2008.
- 23 - Leuzinger, M.D., Santana, P.C., Souza, L.R. (orgs.) *Monumentos naturais, refúgios da vida silvestre e áreas de relevante interesse ecológico: pesquisa e preservação*. UniCEUB, Brasília, 2017. 138p.
- 24 - Lima, J.S., Gomes, L.J. Conhecendo a flora místico-farmacológica do agreste sergipano. In: Oliveira, D.M., Rabbani, A.R.C., Gomes, L.J., Silva-Mann, R. (eds). *Usos, Percepções, Instrumentos de Gestão e Sustentabilidade da Flora do Estado de Sergipe*. Editora UFS, São Cristóvão, 2014, p.127-173.
- 25 - Lima, J.S., Maroti, P.S., Silva-Mann, R., Gomes, L.J. Ethnobotanical Survey of Wild Food Plants by Rural Communities Surrounding the PARNASI, Sergipe, Brazil. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability* 5:44–52, 2011a.
- 26 - Lima, J.S., Oliveira, D.M., Nascimento Júnior, J.E., Silva-Mann, R., Gomes, L.J. Saberes e uso da flora madeireira por especialistas populares do agreste de Sergipe. *SITIENTIBUS série Ciências Biológicas* 11(2): 239-253, 2011b.
- 27 - Lucena, R.F.P., Lucena, M.C., Araújo, E.L., Alves, A.G.C, Albuquerque, U.P. Conservation priorities of useful plants from different techniques of collection and analysis of ethnobotanical data. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, 85(1): 169-186, 2013.
- 28 - Mendes, K., Gomes, P., Alves, M. Floristic Inventory of a Zone of Ecological Tension in the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. *Rodriguésia* 61(4):669–76, 2010.
- 29 - Pereira, P.V.M., Figueiredo Neto, L.F. Conservação de espécies florestais: um estudo em quintais agroflorestais no município de Cáceres – MT. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 19(3): 783-793, 2015.
- 30 - Silva, V.A, Nascimento, V.T., Soldati, G.T., Medeiros, M.F.T.; Albuquerque, U.P.. Techniques for Analysis of Quantitative Ethnobiological Data: Use of Indices. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N. (eds.) *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London, 2014. p.379-395.
- 31 - Siqueira, E.R., Ribeiro, F.E. (Eds). *Mata Atlântica de Sergipe*. Aracaju, EMBRAPA Tabuleiros Costeiros. 2001. 132p.
- 32 - Sobral, I. S.; Santana, R., Gomes, L.J., Ribeiro, G., Santos, J.R., Costa, M. Avaliação dos impactos ambientais no Parque Nacional Serra de Itabaiana SE. *Revista Caminhos da Geografia*, 8: 102-110, 2007.
- 33 - Soldati, G.T., Medeiros, P.M., Brasil, R.D., Coelho, F.M.G., Albuquerque, U.P. How do people select plants for use? Matching the Ecological Apparency Hypothesis with Optimal Foraging Theory. *Environment, Development and Sustainability*, 19:2143–2161, 2017.

- 34 - Souza, C.W.S., Nascimento, L.M.B., Ennes, M.A. Parque Nacional Serra de Itabaiana: implementação e gestão de uma unidade conservação e os moradores dos povoados de seu entorno. *Desafio Online*, 3(3): 1273-1288, 2015.
- 35 - Vicente, A., Ribeiro, A.S., Santos, E.A., Franco, C.R.P. Levantamento botânico. In: Carvalho, C.M., Villar, J. C. (coords.). *Parque Nacional Serra de Itabaiana: Levantamento da Biot*. Aracaju: UFS/Ibama, 2005, p.15-37.
- 36 - White, B.L.A., Ribeiro, A.S., White, L.A.S., Ribeiro, G.T.R. Caracterização Do Material Combustível Superficial no Parque Nacional Serra de Itabaiana - Sergipe, Brasil. *Ciência Florestal* 24: 699–706, 2014.

Tabela 1 – Lista de espécies registradas pelo levantamento etnobotânico, seus principais usos, ocorrência nas fitofisionomias (AB: Areia Branca, CA: Capoeira, FS: Floresta Semidecidual Submontana, QA: Quintais Agroecológicos) e valores do Índice de Prioridade de Conservação (IPC).

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME POPULAR	USO(S)	A B	C A	F E	Q A	IPC
Amaranthaceae							
<i>Gomphrena</i> sp.	Pau-pra-tudo	MF, C			X		40,0
Anacardiaceae							
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Cajueiro/Caju	MF, A	X	X		X	74,3
<i>Anacardium</i> sp.	Cajuí/Cajuí-da-mata	MF, C, A			X	X	44,3
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Patizeiro/Pati	MF, C, M		X	X		49,3
<i>Astronium</i> sp.	Aderno	MF, A			X		90,0
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira/Manga	C		X		X	59,3
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira	C, M		X		X	75,0
<i>Spondias monbin</i> L.	Cajazeira/Cajá	MF, A, O			X	X	75,0
<i>Spondias purpurea</i> L.	Seriguela	MF, C, M		X		X	48,5
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau-pombo	MF, C, A, O		X	X		50,0
Annonaceae							
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Pinha	MF, C, A		X		X	69,3
<i>Annona muricata</i> L.	Graviola	MF, C		X		X	59,3
<i>Annona</i> sp.	Araticum/Araticum-apê	MF, A		X	X		54,3
<i>Duguetia</i> sp.	Cunduru/Punduru	MF, C, M, A, O			X		70,0
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	Araticum-cagão	MF, C, A		X	X		44,3
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Pindaíba	MF, C, A	X		X		75,0
Apocynaceae							
<i>Allamanda</i> sp.	Jasmim-café	MF, C, A, O		X		X	28,5
Apocynaceae sp.	Mamona-santa/Mamona-da-mata	MF, C, M			X		70,0
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Mangabeira/Mangaba	C, M, O	X				89,3
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson	Bumba-boi/Cajueiro-brabo	MF	X	X			40,0
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Burra-leiteira/Leitoso	O		X	X		55,0
<i>Nerium oleander</i> L.	Espiradeira	MF, C, M		X	X		28,5
Araliaceae							
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	Galinheiro/Pé-de-galinha	C, O	X		X		54,3
Arecaceae							
<i>Allagoptera arenaria</i> (Gomes) Kuntze	Caxindó	C, A, O	X	X			59,3
<i>Allagoptera</i> sp.	Burizeiro/ Buri	M, A, O		X	X		49,3
Arecaceae sp.	Patizeiro/ Pati	MF, A, O			X		70,0
<i>Astrocaryum</i> sp.	Tucun	C, M, A, O		X	X		29,3
<i>Attalea funifera</i> Mart. ex Spreng.	Piaçaba	A, O	X				50,0
<i>Cocos nucifera</i> L.	Coqueiro/Coco	MF, M, A, O		X		X	30,0
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Dendê	C, A, O			X	X	55,0
<i>Syagrus schizophylla</i> (Mart.) Glassman	Dicuri/Oricuri/Pindobeira	C, A, O		X	X	X	39,3
Asteraceae							
<i>Acritopappus confertus</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Fumo-brabo	C, M	X	X			45,0
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	Candeia	MF, C, O		X	X		65,0
<i>Gochnatia oligocephala</i> (Gardner) Cabrera	Cega-machado	MF, C, M			X		75,0
Bignoniaceae							
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) A. DC	Caroba/Carobinha	MF, C, M			X		75,0
<i>Tabebuia</i> sp.1	Ipê-roxo/ Pau-d' arco	MF, C, M, O			X		90,0
<i>Tabebuia</i> sp.2	Ipê-branco	C, M			X		85,0
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. Ex Kunth	Ipê amarelo	MF, C, M			X	X	75,0
Bombacaceae							
<i>Eriotheca</i> sp.	Embiruçu/Imbiruçu/Ibiruçu	C, M, O			X		70,0
Boraginaceae							
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Grão-de-galo/Gôgo-de-galo	MF, C, A	X		X		50,0
Burseraceae							
<i>Kielmeyera argentea</i> Choisy	Pé-de-vado	MF, C, A, O	X	X			34,3
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla	C, O			X		84,3
Caricaceae							
<i>Carica papaya</i> L.	Mamoeiro/Mamão	MF, A		X		X	57,8
Celastraceae							
<i>Couepia impressa</i> Prance	Oiti/Oiticoró	MF, C			X		65,0
<i>Hirtella ciliata</i> Mart & Zucc.	Bula-cinza	C, O	X	X			35,0

<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	Camarão	C, M, A		X	35,0
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	Bom-nome/ Carne-d'anta	MF, C		X	70,0
Clusiaceae					
<i>Clusia nemorosa</i> G. Mey.	Sapateiro	C, M		X	80,0
<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Landri	M, C, O		X	50,0
Costaceae					
<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	Gama-do-brejo	MF	X	X	58,5
Dilleniaceae					
<i>Curatella americana</i> L.	Sambaíba/ Lava-prato	MF, C, O		X	40,0
<i>Davilla flexuosa</i> A. St.-Hil.	Chapéu-de-boneca	C, O	X		54,3
Euphorbiaceae					
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Velande	C, M	X	X	60,0
<i>Croton</i> sp.	Marmeleiro/Marmelo	MF, C, O		X	100
<i>Euphorbiaceae</i> sp.	Corredeira	MF, C, M, O	X		63,5
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Ganhador/Pataqueiro	MF	X	X	70,0
Fabaceae					
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Jitaí	C		X	90,0
<i>Anadenanthera</i> sp.	Angico	MF, C		X	89,3
<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	Angelim	MF, C, M		X	75,0
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Miroró	MF, C, M, O		X	95,0
<i>Bowdichia</i> sp.	Sucupira-açú	C, M		X	85,0
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira/ Sucupira verdadeira	MF, C, M, O		X	90,0
<i>Caesalpinia ferra</i> Mart. Ex. Tul.	Pau-ferro	MF, C		X	84,3
<i>Cassia grandis</i> Lf.	Canafístula	MF, C, O		X	85,0
<i>Chamaecrista cytisoides</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Cascudinho/ Carrasquinho	C, M	X		65,0
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	Coração-de-nego	C, M		X	90,0
<i>Dalbergia</i> sp.	Graúna	C, O		X	90,0
<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	Birro	C, M, O	X	X	85,0
<i>Diptychandra epunctata</i> Tul.	Sucupirinha	C		X	70,0
<i>Enterolobium</i> sp.1	Timbopé/Maria farinha	MF, C, O		X	30,0
<i>Enterolobium</i> sp.2	Tamburiú/Tamburi	C, M, A, O		X	65,0
<i>Enterolobium timbouva</i> Mart.	Orelha-de-macaco	C, M		X	50,0
<i>Erythrina</i> sp.	Mulungu	C, M, O		X	75,0
<i>Fabaceae</i> sp.1	Paraíba	C, M		X	70,0
<i>Fabaceae</i> sp.2	Móises	MF, C, M		X	60,0
<i>Fabaceae</i> sp.3	Bacalhau	C, M		X	90,0
<i>Fabaceae</i> sp.4	Péroba-mariquita	C, M		X	60,0
<i>Fabaceae</i> sp.5	Pau-de-sapo	MF, C, M, O		X	80,0
<i>Fabaceae</i> sp.6	Branquinha	MF, C		X	90,0
<i>Fabaceae</i> sp.7	Carrasqueiro	C, M, A	X		60,0
<i>Fabaceae</i> sp.8	Itapicuru/Tipicuru	MF, M, O		X	85,0
<i>Fabaceae</i> sp.9	Tirimbeiro	C, M, O		X	60,0
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	C, M, A		X	90,0
<i>Hymenolobium alogoanum</i> Ducke	Carrasco-de-caatinga	MF, C, O	X		55,0
<i>Inga</i> sp.1	Ingazeiro/Ingá	MF, C, M		X	34,3
<i>Inga</i> sp.2	Ingá-branco	MF, C, M, O		X	70,0
<i>Machaerium</i> sp.	Espinheiro-triste/Mau-vizinho	C, M		X	45,0
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sabiá	C, M, O	X	X	60,0
<i>Mimosa</i> sp.1	Aranhento/Espinheiro	MF, C, M, O		X	50,0
<i>Mimosa</i> sp.2	Jurema	MF, C, M	X	X	75,0
<i>Myrocarpus</i> sp.	Pau-de-óleo	C, M		X	95,0
<i>Parkia</i> sp.	Juerana/Mijona	C		X	60,0
<i>Sclerolobium</i> sp.1	Ingaporca	C, M		X	95,0
<i>Sclerolobium</i> sp.2	Ingaçu/Buceteiro/Pau-fava	MF, C, M, A		X	70,0
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Flor-de-São-João	MF, C		X	79,3
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Babatenã/Barbatimão	C, M, O	X	X	90,0
<i>Swartzia apetala</i> Raddi	Meiú/Sanguinho	MF, C, M		X	90,0
Hernandiaceae					
<i>Sparattanthelium botocudorum</i> Mart.	Arco-de-barril	C, O		X	55,0
Humiriaceae					
<i>Humiria balsamifera</i> Aubl.	Curesmeira/Cú-de-nego	C, O		X	54,3
Hypericaceae					
<i>Hyptis fruticosa</i> Salzm. ex Benth.	Alecrim/Alecrim de caboclo	MF, C	X	X	68,5

<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	Alcafroa	MF, O	X	49,3
Lauraceae				
<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez	Louro-pimenta	C, M	X	85,0
<i>Ocotea bracteosa</i> (Meisn.) Mez	Louro-jibóia/Louro-abóbora	MF, C, M	X	65,0
<i>Persea americana</i> Mill.	Abacate	MF, C, A	X	X 59,3
Lecytidaceae				
<i>Cariniana</i> sp.	Jequitibá	C, M	X	90,0
<i>Eschweilera</i> sp.	Imbira	MF, C, O	X	70,0
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Biriba/Biribê	MF, C, M, O	X	80,0
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia-de-coco	C, M	X	70,0
<i>Lecytidaceae</i> sp.	Péroba/Folha-larga	MF, C, M	X	85,0
Lygodiaceae				
<i>Lygodium volubile</i> Sw.	Abre-caminho	MF	X	38,5
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Murici-de-galinha	C, A	X	59,3
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Murici-da-mata/Murici-de-tatu	MF, C, M, A	X	75,0
<i>Byrsonima</i> sp.	Murici-branco	C, A	X	74,3
<i>Malpighia glabra</i> L.	Acerola	MF, A	X	X 28,5
<i>Malpighiaceae</i> sp.	Cocão	MF, C, M	X	100
Malvaceae				
<i>Hibiscus</i> sp.	Algodão-criolo	MF, C, O	X	X 60,0
Maranthaceae				
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	Folha-de-fogo	MF	X	13,5
<i>Stromanthe</i> sp.	Uruba	O	X	23,5
<i>Tibouchina francavillana</i> Cogn.	Flor-de-Natal	O	X	54,3
Meliaceae				
<i>Cedrela</i> sp.	Cedro	MF, C, M, O	X	90,0
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Marinheiro	MF, C	X	54,3
<i>Meliaceae</i> sp.	Jindiroba	MF	X	74,3
Moraceae				
<i>Artocarpus altilis</i> (Parkinson) Fosberg	Fruta-pão	MF, A	X	X 38,5
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira/Jaca	MF, C, M, A, O	X	X 75,0
<i>Brosimum</i> sp.2	Canduru/Conduru	C, O	X	55,0
<i>Brosimum</i> sp.1	Sangue-vermelho/Sanguinho	MF	X	85,0
<i>Clarisia tomentosa</i> Ruiz & Pav.	Oiticica	MF, C	X	39,3
<i>Ficus</i> sp.	Tapiroroca/pororoca	C, M	X	55,0
Musaceae				
<i>Musa paradisiaca</i> L.	Bananeira/Banana	A, O	X	X 60,0
Myrtaceae				
<i>Calyptanthus clusiifolia</i> (Miq.) O. Berg	Murta-branca	C	X	59,3
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Guabiraba/Gobiraba	MF, C, M	X	100
<i>Campomanesia viatoris</i> Landrum	Banheira	C, A	X	90,0
<i>Eucalyptus</i> sp.	Eucalipto	MF, C, A, O	X	X 60,0
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Murtinha-de-tabuleiro	MF, A	X	59,3
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	C, M, O	X	X 54,3
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Murta-de-tabuleiro	MF, C, A	X	60,0
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC	Cambuí/Cambuí-da-mata	C, A	X	64,3
<i>Myrcia</i> sp.1	Curresmeira/Cú-de-negro	C, M	X	50,0
<i>Myrciaria cauliflora</i> L.	Jabuticaba	MF, C	X	X 24,3
<i>Myrtaceae</i> sp.1	Canela-de-tabuleiro/	A	X	65,0
<i>Myrtaceae</i> sp.2	Mananpuçá	C, A	X	X 27,8
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	Cambucá/Cumbuqui	MF, A	X	54,3
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira/Goiaba	MF, A	X	X 60,0
<i>Psidium guianense</i> Pers.	Araçá/Araçá-goiaba	C, A	X	50,0
<i>Psidium oligospermum</i> DC.	Araçá-de-moça/Araçá-manso	C, A	X	55,0
<i>Psidium</i> sp.1	Araçá-de-porco	MF, C, M, A	X	60,0
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Manjêlão/Jamelão	C, A	X	X 43,5
<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC.	Jambo	MF, C, M, A	X	X 39,3
Nyctaginaceae				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	João-mole	MF, C, M	X	65,0
<i>Guapira pernambucensis</i> (Casar.) Lundell	Bandola-branca	MF, C	X	54,3
<i>Guapira</i> sp.1	Bandola-vermelha	MF, C, M	X	65,0
Oxalidaceae				
<i>Averrhoa carambola</i> L.	Carambola	MF, A, O	X	X 53,5
Piperaceae				
<i>Pothomorphe peltata</i> (L.) Persoon	Capeba	MF	X	49,3

Polygonaceae					
<i>Coccoloba laevis</i> Casar.	Coité/Coitezeiro	C, M, O	X		59,3
Punicaceae					
<i>Punica granatum</i> L.	Romã/Rumã	MF, A	X	X	64,3
Rhamnaceae					
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juá/Juá-de-boi/Juazeiro	MF, C, A	X		90,0
<i>Ziziphus</i> sp.	Juá de bode	MF, C		X	90,0
Rubiaceae					
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Quina-quina	MF, C, A		X	49,3
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapeiro/Jenipapo	MF	X	X	74,3
<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg	Angélica	MF, C, M, A	X		90,0
<i>Guettarda</i> sp.	Pau-de-espeto	C, O	X		59,3
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	Jenipapinho	C	X		45,0
Rutaceae					
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limão	MF, A	X	X	43,5
<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Tangerina	C, A	X	X	24,3
<i>Citrus</i> sp.1	Laranja	MF, A, O	X	X	50,0
<i>Citrus</i> sp.2	Lima/ Lima da pérsia	MF, A	X	X	38,5
Salicaceae					
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Sapucaia	MF, C		X	55,0
<i>Casearia silvestris</i> Schwartz	Camarão	C, O		X	90,0
Sapindaceae					
<i>Cupania revoluta</i> Rolfe	Cambotá/Cambotá-vermelho	C, A		X	90,0
<i>Matayba</i> sp.	Cambotá-branco/Cambotá-marinheiro	MF, C, M, A, O		X	34,3
Sapindaceae sp.	Abre-caminho	MF		X	28,5
<i>Talisia</i> sp.	Pitomba-de-cágado	C		X	49,3
<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk	Pitomba/Pitomba-de-casco	MF, C	X	X	44,3
Sapotaceae					
<i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam	Maçaranduba/Maraçanduba	C, M, O	X	X	95,0
<i>Manilkara</i> sp.	Mirinduba	MF, C, M	X	X	70,0
<i>Pradosia</i> sp.	Buranhê	C, M		X	95,0
<i>Pouteria</i> sp.	Gameleiro/Gameleira	C, M, A, O		X	40,0
Sapotaceae sp.	Tapiroroca/pororoca	MF, C	X		70,0
Solanaceae					
<i>Cestrum laevigatum</i> Schltdl.	Quaraneira/Quarana	MF, C, A		X	44,3
<i>Solanum paludosum</i> Moric.	Jurubeba	MF, O	X		60,0
Sterculiaceae					
<i>Guazuma</i> sp.	Mutamba	MF		X	53,5
Urticaceae					
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Umbaúba/Embaúba	MF, C, O	X	X	60,0
Velloziaceae					
<i>Talisia</i> sp.	Canela-de-ema	MF	X	X	13,5
Vochysiaceae					
<i>Vochysia lucida</i> Klotzsch ex M.R. Schomb.	Mangue-doce	C, M		X	65,0
<i>Vochysiaceae</i> sp.	Camaçari	C, M		X	90,0

LEVANTAMENTOS DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM NASCENTES URBANAS DO MUNICÍPIO DE PASSOS-MG

Andressa G. Santos^{*1}, Sayonara S. Almeida², José Carlos L. Arroyo², Bruna de L. R. Pereira², Fernando Spadon³, Michael S. Reis³, Odila R. de Sá³, Tania C. Teles³.

1. Graduandos do departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de Minas Gerais, Passos, 37900-106, Brasil. *Correspondência para: andressag.santos0@gmail.com

2. Graduandos do Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Minas Gerais, Passos, 37900-106, Brasil.

3. Professores do Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Minas Gerais, Passos, 37900-106, Brasil.

RESUMO

Todo rio nasce pelo brotamento de algumas nascentes, ou seja, afloramentos da água armazenada em depósitos subterrâneos de regiões mais altas. Águas de várias nascentes vão se reunindo em um pequeno recanto, que depois se une a outros, correndo pelo solo em direção aos terrenos mais baixos. O trabalho teve como objetivo realizar o diagnóstico de nascentes urbanas no município de Passos-MG, levantando os principais impactos antropogênicos e ambientais nos pontos de estudo e catalogar demais nascentes localizadas. Para o desenvolvimento do projeto foi realizado visitas *in loco* e coletas da água e sedimento. As amostras coletadas foram transportadas aos laboratórios de Hidrobiologia, Corredor Verde e Laboratório de Análises de Solos da UEMG/MG, para posteriores análises, seguindo as metodologias descritas por *Standard Methods* 2012 para as amostras de água, solo e sedimento (RAIJ et al., 1997) e para avaliação de impactos ambientais (GOMES et al., 2005).

Palavras chave: diagnóstico; mata ciliar; degradação.

INTRODUÇÃO

A exploração inadequada dos recursos naturais de forma cada vez mais desordenada, por meio de atividades de desmatamentos, construção indiscriminada de barramentos, lançamento de esgotos industriais e domésticos nos rios e lagos, têm promovido inúmeros problemas ambientais, sobretudo em áreas de nascentes.

Neste contexto, as nascentes são as mais atingidas e degradadas, pois elas são o berço da água em nosso planeta (12). São fontes de água que surgem em determinados locais da superfície do solo e são facilmente encontradas no meio rural, sendo também conhecidas como olho d'água e corpo d'água (8).

Elementos de suma importância na dinâmica hidrológica, as nascentes são os focos da passagem da água subterrânea para a superfície e pela formação dos canais fluviais. A quantidade e a qualidade de água das nascentes de uma bacia hidrográfica são alteradas por diversos fatores, destacando-se a declividade, o tipo de solo, o uso da terra, principalmente nas áreas de recarga, fazendo-se necessário o estudo das interações dos recursos e das ações antrópicas na bacia hidrográfica (13).

Acredita-se que as principais consequências das intervenções na dinâmica das nascentes são as alterações de vazão. Em casos extremos, a redução do fluxo pode significar o desaparecimento da nascente, sua transformação em nascente temporária ou sua migração para jusante. Isso se explica pelo fato dos sistemas hidrológicos envolverem uma cadeia de processos conectados entre si, alterando sua dinâmica e as características das nascentes.

O trabalho teve como objetivo realizar o diagnóstico ambiental em cinco nascentes urbanas no município de Passos-MG, levantando os principais impactos antropogênicos e ambientais nos pontos de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do projeto foram realizadas visitas in loco e coletas da água e sedimento. As amostras coletadas foram transportadas para os laboratórios de Hidrobiologia, Corredor Verde e Laboratório de Análises de Solos da UEMG/MG, para posteriores análises de alcalinidade, dureza, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, cobre, ferro, manganês, zinco, magnésio, sódio e potássio, seguindo metodologias descritas por *Standard Methods* 2012, para as amostras de água e sedimento (RAIJ, *et al.*, 1997).

A determinação do pH é feita através do aparelho de medição phmetro, onde o eletrodo é colocado dentro de um becker com 100 ml da amostra de água coletada até que o valor do pH é

estabilizado. A alcalinidade total é realizada junto com a análise de determinação de pH. Com o valor do pH estabilizado, a amostra de água é titulada com a solução de ácido sulfúrico 0,01N até abaixar para pH 4,35. A quantidade do volume de ácido sulfúrico gasto é multiplicada por 10 e, então, encontra-se o resultado.

A dureza é expressa através da adição de 2 ml de cloreto de amônia e 0,3 g de eriocromo-negro T em 100 mL da amostra de água. É feita a titulação gota a gota com solução EDTA até o ponto de viragem. O resultado é calculado multiplicando-se o volume gasto por 10.

A determinação do oxigênio dissolvido é realizada através de duas etapas. A primeira etapa é feita logo após a coleta da amostra de água em um frasco de âmbar. Logo após a coleta deve-se fixar 2 ml de sulfato manganoso e 2 ml de ázida sódica ou Iodeto Alcalino. Ao adicionar essas soluções ocorrerá a reação do precipitado, agita-se e espera-se por cerca de 10 minutos para haver a decantação do precipitado. Logo após a decantação da amostra, deve-se transferir 100 ml desta para um erlenmeyer de 250 ml, adicionar 1 ml de solução de amido e titular com a solução de tiosulfato até o ponto de viragem

A condutividade elétrica é medida com o aparelho condutivímetro, onde 100 ml da amostra são colocados em um béquer de 250 ml, o eletrodo é introduzido na amostra e permanece até ser estabilizado o resultado em μS .

As análises de metais presentes na água foram realizadas no laboratório de Análise de Solos e Foliar, e a leitura dos resultados encontrados pelo método de absorção atômica de espectrofotometria descrita por Carmo *et al.* (2000).

O levantamento de impactos ambientais foi realizado de acordo com a metodologias descrita por Gomes *et al.* (2005) e adaptados pelos autores deste projeto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análises físico-químicas

Na Tabela 1 encontram-se os valores obtidos através das análises físico-químicas da qualidade da água, realizadas nos pontos de estudos.

Tabela 1 – Resultado das análises físico-químicas.

Parâmetros	Nascente 01	Nascente 02	Nascente 03	Nascente 04	Nascente 05
pH	7,44	5,25	6,03	7,43	7,44
Alcalinidade	5,60 mg/L	1,30 mg/L	4,0 mg/L	62,5 mg/L	250 mg/L
Dureza	5,0 mg/L	8,0 mg/L	6,2 mg/L	5,8 mg/L	5,0 mg/L
OD	5,80 mg/L	8,1 mg/L	13,15 mg/L	5,0 mg/L	5,50 mg/L
Condutividade	383,4 μS^{-1}	58,63 μS^{-1}	136,7 μS^{-1}	251,5 μS^{-1}	515,3 μS^{-1}

O valor do pH influencia nas formas de diversos compostos químicos e contribui para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias. Suas alterações podem ter origem natural (fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais) (1). Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais e podem refletir no tipo de solo por onde a água escoar.

De acordo com a Resolução Conama 357/2005, os valores estabelecidos para a água de nascentes (classe 1), estão entre 6,0 a 9,0. O pH obtido através das análises realizadas nos pontos variou entre 5,25 a 7,44.

O ponto 02 obteve o valor de pH de 5,25, indicando uma água ácida, com maior presença de H^+ com relação a OH^- ; já os pontos 01 e 05 obtiveram o valor de 7,44, indicando ser uma solução básica ou de alta alcalinidade, fator este que pode ser influenciado pela ação humana devido ao despejo de esgotos doméstico e industriais. Os demais pontos são considerados de águas saudáveis para a vida aquática.

A alcalinidade indica a quantidade de íons presentes na água que reagem para neutralizar os íons hidrogênio, servindo para expressar a capacidade de tamponamento da água (1). Esta

capacidade se dá devido a presença de bases fortes, fracas e de sais ácidos fracos, que podem ser maiores nos períodos mais chuvosos e menores nos períodos de seca.

De acordo com a Secretaria de Vigilância em Saúde (3), a maioria das águas naturais apresentam valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg/l. Nos locais de estudo a alcalinidade variou entre 1,30 a 250 mg/l.

A condutividade elétrica indica a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions (1). Na legislação ambiental não existe um padrão para a condutividade, mas de acordo com Von Sperling (2007) as águas doces apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 μS^{-1} . O valor da condutividade dos pontos variou de 58,63 a 515,3 μS^{-1} .

A alteração dos valores obtidos em relação com o padrão estabelecido pode ser devido à causas naturais, como a seca, ou pela interferência humana, por meio do despejo de efluentes. As fontes de água doce são as que apresentam valores mais amplos para a condutividade elétrica, pois dependem da geologia do local onde está o corpo d'água, sendo que os solos de granito resultam em uma baixa condutividade, enquanto que os solos argilosos resultam em uma alta. .

A dureza da água é a soma dos cátions bivalentes presentes na sua constituição e expressa em termos da qualidade equivalente de carbonato de cálcio (CaCO_3) (9). Ela é expressa em mg/l e pode ser classificada em mole ou branda (<50 mg/l), dureza moderada (entre 50 e 150 mg/l), dura (entre 150 e 300 mg/l) e muito dura (>300 mg/l) (1). A dureza dos pontos estudados variou de 5,0 a 8,0 mg/L, enquadrando-se em água mole ou branda.

O oxigênio dissolvido (OD) é o parâmetro mais significativos para expressar a qualidade um ambiente aquático (1). O OD pode ser acrescido de O_2 produzidos por plantas aquáticas durante a fotossíntese. O decréscimo do OD da água superficial pode ocorrer quando a temperatura das águas se eleva ou quando há eutrofização do corpo hídrico.

Segundo a Resolução Conama 357/2005, o valor estabelecido para águas doces não deve ser inferior a 5,0 mg/l. O OD nos locais de estudos apresentou-se entre 5,0 a 13,15 mg/L. O ponto 03 obteve 13,15 mg/L, apresentando características de uma água eutrofizada (rica em nutrientes), devido ao crescimento de algas no local.

Análise químicas da água

Na Tabela 2, encontram-se os valores obtidos através da análise de metais na água, as quais foram realizadas nos pontos de estudos.

Tabela 2 – Resultado das análises de metais na água.

Parâmetros	Nascente 01	Nascente 02	Nascente 03	Nascente 04	Nascente 05	Padrão aceitável (Conama 357/2005)
Cálcio total (mg/L)	2,81	0,986	8,461	16,158	59,250	Não mencionado
Magnésio (mg/L)	1,635	0,445	6,176	2,914	15,850	150
Cobre (mg/L)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	2,00
Ferro (mg/L)	0,021	0,052	0,041	0,55	0,099	0,3
Manganês (mg/L)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,1
Zinco (mg/L)	N.D	N.D	0,038	N.D	11,0	0,18
Potássio (mg/L)	1,417	4,116	3,401	5,611	16,972	Não mencionado
Sódio (mg/L)	8,070	3,155	2,649	N.D	N.D	Não mencionado

N.D – Nada Consta.

Os cátions de cálcio e magnésio estão associados com o parâmetro de dureza das águas. Quando estão presentes acima dos padrões estabelecidos podem indicar a presença de lançamento de efluentes industriais no local (5). De acordo com as análises realizadas nos pontos em questão, não foi diagnosticada a presença desses parâmetros em valores superiores ao exigido.

Os elementos ferro e manganês apresentam comportamento químico semelhante e podem ter seus efeitos na qualidade da água conjuntamente. Esses elementos podem provocar problemas estéticos (manchas em roupas) ou prejudicar o uso da água em processos industriais. Segundo a

Resolução Conama 357/2005 o valor máximo para o ferro é de 0,3 mg/l e 0,1 mg/l para o manganês.

Analisando o parâmetro do ferro, este foi detectado em todos os pontos, estando acima do padrão estabelecido nos pontos 02, 03, 04 e 05, podendo causar danos à saúde da população, sendo o padrão exigido encontrado somente no ponto 01. O manganês não foi detectado em nenhum ponto estudado.

A contaminação dos recursos hídricos por meio dos elementos zinco e cobre se dá através do descarte de efluentes industriais e de resíduos sólidos urbanos que não se biodegradam e podem se depositar nas águas, nos sedimentos e nos organismos vivos (10). O cobre não foi encontrado em nenhum dos pontos analisados, enquanto que o zinco esteve presente nos pontos 03 e 05, sendo que no ponto 03 o resultado está dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, e no ponto 05 o seu nível está acima do valor estabelecido, fator este que pode estar sendo ocasionado devido ao local ser utilizado para depósito de resíduos sólidos.

O potássio é um elemento que está presente nas águas naturais em baixas concentrações, devido a sua fonte natural ser através da lixiviação de rochas (14). Os resultados dos pontos do estudo mostraram que sua concentração variou de 1,417 a 16,972.

O sódio é um dos elementos mais abundantes na Terra, é solúvel em água, e pode entrar em contato com esta por fontes naturais (lixiviação) ou antrópicas (esgotos sanitários) (14). Esse elemento foi detectado nos pontos 01, 02 e 03 variando de 2,649 a 8,070 mg/L. No ponto 01 o valor obtido foi de 8,070 mg/l, podendo ser devido ao local da nascente apresentar processo erosivo intenso.

A Resolução Conama 357/2005 não estabelece parâmetro aceitável para os elementos Cálcio, Potássio e Sódio.

Levantamentos de Impactos Ambientais

Segundo a Resolução CONAMA nº 01 de 1986, é considerado impacto ambiental qualquer intervenção humana, direta ou indiretamente, que altere as propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente. As atividades humanas, com o crescimento acelerado e não planejado das cidades, vem provocando impactos nos ecossistemas aquáticos.

De acordo com a metodologia descrita por Gomes *et al.* (2005) e adaptada pelos autores desse trabalho, para o levantamento de impactos ambientais são utilizados alguns parâmetros e cada um deles possui um peso a ser atribuído com a função de classificar o grau de impacto das nascentes, conforme as Tabelas 4 e 5.

Tabela 3 – Quantificação da Análise dos Parâmetros no Levantamento de Impactos Ambientais.

Parâmetros	(1)	(2)	(3)
Cor da água	Escura	Clara	Transparente
Odor	Cheiro forte	Cheiro fraco	Sem cheiro
Lixo ao redor	Muito	Pouco	Sem lixo
Materiais flutuantes	Muito	Pouco	Sem matérias flutuantes
Esgoto	Esgoto doméstico	Fluxo superficial	Sem esgoto
Vegetação (preservação)	Alta degradação	Baixa degradação	Preservada
Uso por animais	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Uso antrópico	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Proteção do local	Sem proteção	Com proteção (com acesso)	Com proteção (sem acesso)
Proximidade com residência ou estabelecimento	Menos de 50 metros	Entre 50 e 100 metros	Mais de 100 metros
Tipo de área de inserção	Ausente	Propriedade privada	Parques ou áreas protegidas

Tabela 4 – Classificação das nascentes quanto ao grau de preservação.

Classe	Grau de preservação	Pontuação Final
A	Ótima	Entre 37 a 39 pontos
B	Boa	Entre 34 a 36 pontos
C	Razoável	Entre 31 a 33 pontos
D	Ruim	Entre 28 a 30 pontos
E	péssimo	Abaixo de 28 pontos

A nascente 01 (Figura 1) apresenta-se com coloração clara, porém com cheiro muito forte. Foi encontrado lixo ao redor desta e detectado a presença da ação humana, criação de cavalos e processo erosivo intenso. O maior impacto observado na nascente foi a ocupação antropogênica na área de preservação permanente (APP), não possuindo vegetação natural no raio de 50 metros no seu entorno.



Figura 1 – Local de coleta da nascente do ponto 01.

A nascente 02 (Figura 2) apresenta-se com coloração clara e sem cheiro. Foram detectados vestígios de intervenção antrópica através da quantidade de lixo e entulho de construção civil encontrados no seu interior e ao seu redor, ocasionando, assim, o aterramento de parte dela. A vegetação encontrada na APP da nascente foi considerada de alta degradação devido a disposição de tais rejeitos. Também foi observado neste local que a nascente foi canalizada por parte desconhecida.



Figura 2 – Local de coleta da nascente do ponto 02.

A nascente 03 (Figura 3) apresenta-se com coloração clara e sem cheiro. Há vestígios de intervenção antrópica na APP, sendo a vegetação ciliar densa com diversidade de espécies arbóreas e qualificada com um bom estado de conservação. Não foi detectada a presença de uso por animais, mas também não havia proteção no local.



Figura 3 – Local de coleta da nascente do ponto 03.

A nascente 04 (Figura 4) apresenta-se de coloração clara e cheiro forte. Anos atrás, no local da nascente, uma rede de esgoto que passava por dentro da propriedade se rompeu o que acarretou na qualidade da água. Não foi detectada a presença de lixo ao entorno, mas por ela estar localizada dentro de uma propriedade há presença de uso antrópico e de animais, e no seu entorno não há presença de vegetação.

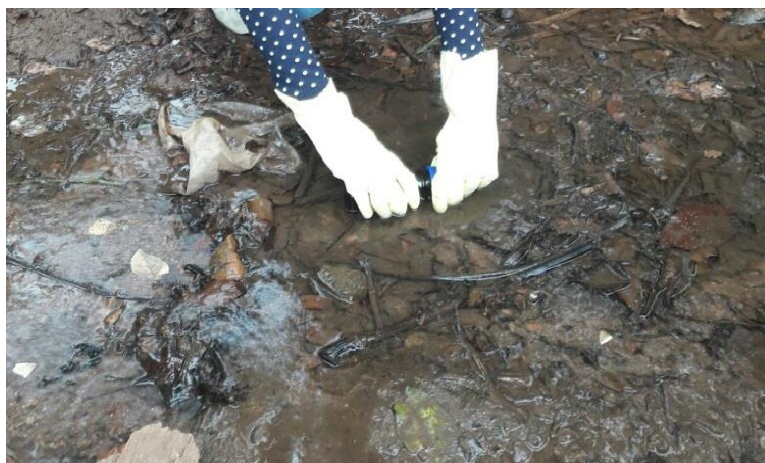


Figura 4 – Local de coleta da nascente do ponto 04.

A nascente 05 (Figura 5) apresenta-se de coloração marrom clara e sem odor. Ao seu redor foi diagnosticado a ocupação antrópica na área de APP, com vegetação densa, e a presença de lixo e resíduos de construção civil na área foi alta.



Figura 5 – Local de coleta da nascente do ponto 05.

CONCLUSÃO

Todos os pontos estudados possuem passivos ambientais que são gerados através das atividades antrópicas, que contribuem de uma forma significativa para a alteração de qualidade da água. As análises realizadas possibilitaram visualizar a situação crítica que se encontra as nascentes urbanas do município de Passos-MG.

Entre os pontos em estudo a qualidade da água se enquadra na Classe I, conservando as características dada pela Resolução Conama 357/2005, que classifica os corpos hídricos e estabelece valores máximos e mínimos permitidos para parâmetros físico-químicos da água. Em relação ao índice de impacto ambiental nas nascentes, em todos os pontos amostrados observou-se que o alto índice de degradação em todas as nascentes ocorrem mediante a ocupação do local para práticas econômicas e urbanização sem o devido planejamento adequado para que estas não interfiram nas APPs.

As 05 nascentes escolhidas todas se encontram em uma situação ruim de Classe D, seguindo a classificação de grau de impactos em nascentes, proposta neste trabalho.

Propõe-se que seja realizado um trabalho de recomposição das margens e isolamento da área ao entorno das nascentes, sensibilização com a comunidade, maior fiscalização pelos órgãos competentes, intervenção do Ministério Público e avaliação sobre os licenciamentos e atendimento as legislações vigentes.

ABSTRACT

Every river is born by the budding of some springs, that is, outcrops of water stored in underground deposits of higher regions. Waters of several springs are gathering in a small nook, which then joins others, running down the ground toward the lower lands. The objective of this study was to perform the diagnosis of urban springs in the city of Passos-MG, raising the main anthropogenic and environmental impacts in the study sites and cataloging other localized springs. For the development of the project, there were on-site visits and water and sediment collections. The samples were transported to the Hydrobiology, Green Corridor and Soil Analysis Laboratory of UEMG / MG, for further analysis, following the methodologies described by

Standard Methods 2012 for water, soil and sediment samples and to evaluate environmental impacts.

Keywords: diagnosis; krill ciliary; degradation.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 - BRANDÃO, A.C.B. **Manual de Controle da Qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS** – Ministério da Saúde. Brasília: Funasa, 2014.
- 2 - BRASIL. **Medida Provisória nº 571, de 25 de maio de 2012**. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001.
- 3 - BRASIL. **Secretaria de Vigilância em Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para o consumo**. Brasília, 2006. 212 p.
- 4 - CARMO, C.A.F.S; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C; SALDANHA, M.F.C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, 2000.
- 5 - CASTRO, S.V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do alto rio das velhas –MG**. Belo Horizonte, 2006.
- 6 - CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**; Resolução n. 01 (Impacto Ambiental), Diário Oficial da União, 1986.
- 7 - CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**; Resolução n. 357, Brasília: Brasil, 2005.
- 8 - CRISPIM, J. Q., MALYSZ, S. T., CARDOSO, O. PAGLIARINI, S. N. **Conservação e proteção de nascentes por meio do solo cimento em pequenas propriedades agrícolas na bacia hidrográfica Rio do Campo no Município de Campo Mourão – PR**. Revista Geonorte, v.3, n.4, p. 781-790, 2012.
- 9 - DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2005. 1565 p. 2 v.
- 10 - DORNELLES, F.N. **Avaliação de cobre e zinco em água, sedimento e peixes do rio Apucarantina na região da terra indígena Apucarana**. Londrina, 2016.
- 11 - GOMES, P. M., MELO, C., VALE, V.S. **Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia – MG; análise macroscópica**. In Sociedade & Natureza, Uberlândia, 17 (32): 103 – 120, jun. 2005.
- 12 - PEREIRA, P. H. V., PEREIRA, S. Y., YOSHINAGA, A., PEREIRA, P. R. B. **Nascentes: análise e discussão dos conceitos existentes**. Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista, São Paulo, v. 07, n. 02, 2011.
- 13 - PINTO, L.V.A. et al. 2004. **Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG**. Scientia Forestalis, n. 65, p. 197 - 206.
- 14 - PIRATOBA, A.R.A.; RIBEIRO, H.M.C; MORALES, G.P.; GONÇALVES, W. **Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil**. Taubaté, 2017.
- 15 - VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. Vol. 7. 452 p.

16 - ZUIN, V. G.; IORIATTI, M. C. S.; MATHEUS C. E. **O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA.** Química Nova na Escola, v. 31. 2009.

OCORRÊNCIAS E PATOGENECIDADE DE TRIATOMÍNEOS CATALOGADOS PELA VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA DE ALTA FLORESTA, MATO GROSSO, BRASIL

Anderson C. Camargo¹, Francis J. A. Lopes¹, Sara M. C. Cardoso¹, Taís P. Santos¹, Valeska M. Arruda², Norberto G. R. Junior²

¹*Graduandos em Licenciatura Plena e Bacharelado em Ciências Biológicas – Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Campus de Alta Floresta-MT.*

²*Docentes da Universidade do Estado de mato Grosso (UNEMAT), Campus de Alta Floresta-MT*

ABSTRACT

Triatomine barbers have aroused the interest of science because of their eating behavior, hematophagy. The Amazonian forests have vegetation and climate that contribute to the presence of triatomine species and have important host mammals for the protozoan of *T. cruzi*, which contributes to high reproductive rates of the species. This study was carried out with data from the Epidemiological Surveillance of the Municipality of Alta Floresta-MT, where the information obtained consisted of records of triatomines collected in the years 2013, 2014 and 2015, by residents of rural and urban communities of the municipality, as well as presence of the protozoan *T. cruzi* in the intestinal tract of the insect. A total of 93 cataloged triatomine barbers were found, of which 87.1% were identified only at the gender level. At the species level *Rhodnius robustus* and *Panstrongylus geniculatus* were identified. The frequency of cataloged barbers is concentrated in a peridomiliary environment in both urban and rural areas, and due to the importance of parasitological testing in studies that assess the risk of outbreaks of the protozoan *Trypanosoma cruzi*, community guidance on handling and transport of insects is required. surveillance, as a way of preserving the triatomine to perform the test in it.

KEY-WORDS: Triatomines, chagas, *Trypanossoma cruzi*, pathology, epidemiological surveillance.

INTRODUÇÃO

O grupo de insetos conhecidos como triatomíneos engloba os insetos da família Reduviidae, subfamília Triatominae (20), sendo admitido até o ano de 2000, 112 espécies no continente americano (26). Apesar desta riqueza de espécies, poucos são os estudos para algumas regiões do Brasil, como a Amazônia, sendo que estes estudos apresentam resultados que podem ser utilizados em estudos de dinâmica populacional, biologia e epidemiologia das espécies de triatomíneos (10).

Os barbeiros triatomíneos têm despertado o interesse da ciência devido o comportamento alimentar, a hematofagia, e por serem potenciais vetores do protozoário *Trypanosoma cruzi* que é o agente etiológico da doença de Chagas (14). Esta doença apresenta-se distribuída pelo

continente americano afetando entre 18 e 20 milhões de indivíduos na América Latina e 3 milhões no Brasil (6).

A proliferação da enfermidade Chagas é constante em espaços abertos, naturalmente ou resultantes de intervenção humana. Entretanto, a transmissão domiciliar tem como populações-risco aquelas em condições precárias de sobrevivência, com baixa condição econômica e social que acabam tornando-se suscetíveis a infecção por aspectos sociais e econômicos e pela ecologia e biologia do vetor (26).

Segundo Miles *et al.* (1983), as florestas Amazônicas possuem vegetação e clima que contribuem para a presença de espécies de triatomíneos e possuem importantes mamíferos hospedeiros para o protozoário da *T. cruzi*, o que contribui para altas taxas reprodutivas da espécie. Portanto, o presente estudo tem por objetivos (i) identificar as espécies de barbeiros triatomíneos que encontram-se catalogados pela vigilância epidemiológica de Alta Floresta-MT; (ii) relatar sobre a presença ou ausência de *T. cruzi* nas espécies catalogadas pela vigilância de Alta Floresta-MT.

MATERIAL E MÉTODOS

Região de estudo

Este estudo foi realizado com dados provenientes da Vigilância Epidemiológica do município de Alta Floresta-MT. O município está localizado na região da Amazônia Meridional, distante 830 km da Capital Cuiabá, com uma altitude média de 320m (9), com clima tropical quente e úmido (Aw) e uma precipitação média anual entre 2800-3100 mm (2). A população é de aproximadamente 49.164 habitantes, sendo que a maioria reside na região urbana (13). E Segundo o texto do Gabinete de Gestão Integrada do município de Alta Floresta-MT - GGIM (2009), o Índice de Desenvolvimento Humano-IDH medido pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento-PNUD é 0,779 considerado médio.

O município Alta Floresta-MT foi colonizado na década de 1970, por iniciativa da colonizadora Integração, Desenvolvimento e Colonização-INDECO dirigida pelo Sr. Ariosto da Riva. Nesta época, foram assentados na região pequenos agricultores vindos da região sul do Brasil que deveriam ocupar rapidamente a área comprada e desenvolver a agricultura. Durante as etapas de colonização do município muito da mata nativa foi derrubada para a instalação da

colonizadora e para instalações que fomentariam necessidades dos colonos como escolas e hospitais (21).

O cenário histórico do município passou por um período de exploração pelo garimpo, por causa da descoberta do ouro, o que fez aumentar as taxas de crescimento populacional e imigração, principalmente por pessoas provenientes da região do sul do Pará, devido o acesso fácil ao município de Alta Floresta (23). Dessa forma, grande parte das florestas nativas do município foi perdida, além disso, foi classificado junto as cidades brasileiras com maior destruição da cobertura vegetal (16). Entretanto, em Alta Floresta foram preservados alguns fragmentos florestais urbanos nativa o que possibilita a circulação e o contato da população com animais silvestres.

Informações sobre dados da pesquisa

As informações obtidas com a vigilância constavam registros de triatomíneos coletados nos anos de 2013, 2014 e 2015, por moradores de comunidades rurais e urbanas do município, bem como sobre a presença do protozoário *T. cruzi* no trato intestinal do inseto. O teste parasitológico realizado pela vigilância epidemiológica segue metodologia de Almeida e Machado (1971), com análise das fezes ou conteúdo intestinal do inseto (obtido por meio de compressão abdominal), em seguida colorido e fixado em lâmina para observação com auxílio do microscópio.

Os dados foram compilados e submetidos ao calculo de frequência relativa de barbeiros triatomíneos ocorrentes no município, a presença (positivo) ou ausência (negativo) do *Trypanossoma cruzi* no trato digestivo do inseto. Na análise foram considerados tanto os barbeiros identificados em nível taxonômico (gênero + epíteto específico), quanto aqueles que não foram identificados em nível específico (apenas gênero).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontrados um total de 93 barbeiros triatomíneos catalogados pela Vigilância epidemiológica de Alta Floresta-MT, sendo que destes 87,1% estavam identificados apenas em nível de gênero (29% de *Panstrongylus sp.* e 58,1% de *Rhodnius sp.*). Enquanto em nível de espécies foram identificados *Rhodnius robustus* (Larrousse, 1927) e *Panstrongylus geniculatus* (Latreille, 1811).

As duas espécies analisadas neste estudo apresentaram distribuição semelhante. No entanto, *Rhodnius robustus* que não apresentava registro para o estado de Mato Grosso até 2003 (Galvão *et al.* 2003), neste período foi frequente (8). *Rhodnius robustus* também foi observada em outros estudos como de Massaro *et al.* (2008) no estado do Pará e Rondônia e a espécie *Panstrongylus geniculatus* está distribuída no estado de Mato Grosso (12; Catálogo da Fauna, 2017), assim como para os estados vizinhos, Amazonas (1), Rondônia (14) e Goiás (4).

A presença destas espécies na região de estudo sugere uma possível área foco para os mesmos devido ao clima tropical quente e úmido com características semelhantes aos estados de Rondônia, Amazonas e Goiás (2) representando assim um risco para as populações destas regiões que vivem ao entorno às áreas de matas.

Testes patológicos

Do total de triatomíneos catalogados, 67,74% não foram submetidos a testes patológicos devido a estes não estarem em condições para a realização do mesmo (Figura 01). Aos percevejos que puderam ser submetidos ao teste, 26,7% apresentaram resultado positivo para a presença de *Trypanossoma cruzi* no seu trato digestivo e 73,33% apresentaram resultado negativo para este teste.

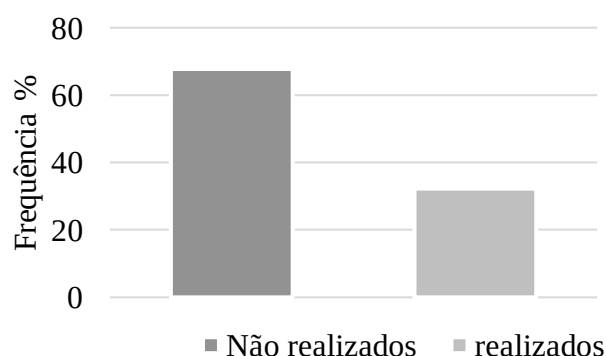


Figura 01. Frequências Relativas dos testes realizados e não realizados.

Os resultados negativos para o teste patológico predominam na espécie *Rhodnius sp.* 54,54%, enquanto em *Rhodnius robustus* (22,72%), *Panstrongylus sp.* (18,20%) e *Panstrongylus geniculatus* (4,54%). No entanto, os positivos foram registrados para apenas duas espécies

Rhodnius sp. (75%) e *Panstrongylus sp.* (25%) (Figura 02). Geralmente, a espécie *P. geniculatus* têm sido citada com frequências elevadas para resultados positivos em relação a presença de *T. cruzi* no conteúdo intestinal (1), assim como, *R. robustus* apresenta alta susceptibilidade a cepas do mesmo protozoário (25; 14; MARTINS *et al.*, 2000) e com relevantes taxas de infecção por tripanossomos (22).

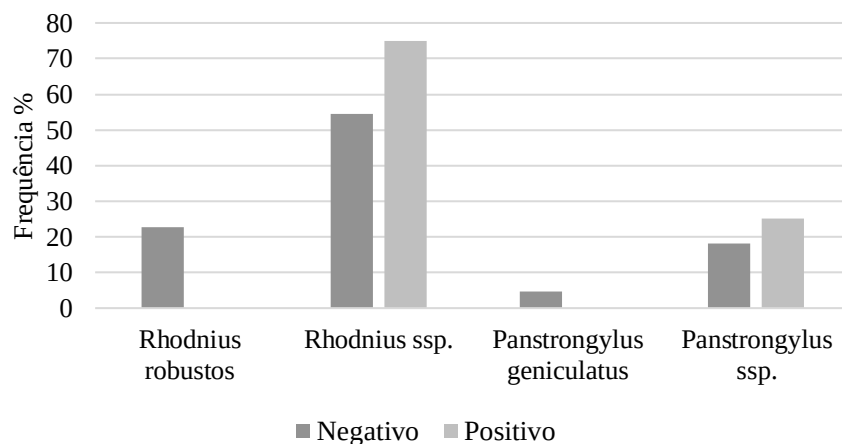


Figura 02. Frequências relativas (%) dos resultados para ambas as espécies de triatomíneos investigados neste estudo.

Dentre as características que tornam o estudo dos barbeiros triatomíneos relevante se destaca a sua função como vetor da doença de chagas (14; 10), e ser o hospedeiro intermediário do *T. cruzi* no seu ciclo de transmissão aos vertebrados. Assim, o exame no inseto é importante, pois a condição de vetor da doença de chagas depende da presença do protozoário no trato digestivo (18). Contudo, a alta frequência de testes não realizados é preocupante pois influencia diretamente nos resultados positivos ou negativos a presença do agente etiológico da doença de chagas.

Incidência anual de triatomíneos

No ano de 2013, os meses que apresentaram maior frequência de triatomíneos coletados foram outubro (27,66%) e setembro (19,15%). Já em 2014 foram 27,77% em outubro e 22,22% em novembro, conforme Tabela 01. Diferente dos anos de 2013 e 2014, no ano de 2015 os resultados são datados até o mês de agosto, sendo abril e maio registrados como os meses em que mais exemplares foram coletados, representando 30% e 20%, respectivamente.

Tabela 01- Frequência relativa (%) de triatomíneos mensal coletados durante os três anos analisados.

Anos	Mês	Frequência de Triatomíneos (%)
2013	Janeiro	6,38
	Fevereiro	2,13
	Março	12,77
	Maio	0
	Junho	6,38
	Julho	8,51
	Agosto	0
	Setembro	19,15
	Outubro	27,66
	Novembro	17,02
2014	Junho	16,67
	Julho	13,90
	Agosto	2,77
	Setembro	16,67
	Outubro	27,77
	Novembro	22,22
2015	Janeiro	20
	Fevereiro	10
	Março	0
	Abril	30
	maio	20
	Junho	10
	Junlho	10
	Agosto	0

A maior incidência de triatomíneos em áreas rurais coletados no ano de 2013 pode ser explicada pela associação de algumas espécies de triatomíneos a ambientes silvestres (Tabela 02). No caso da espécie *R. robustus* sua presença em ambientes domiciliares é pouco evidente, porém

ele é amplamente distribuído na Amazônia, ocorrendo com frequência em palmeiras silvestres e periurbanas (22; 19).

Tanto *R. robustus* e *P. geniculatus* são consideradas silvestres tendo como ecótopo natural palmeiras (10;7). Mas, os triatomíneos são hematófagos e dependentes de locais com ocorrência de vertebrados (11), o que explica sua frequência em regiões periurbanas como é o caso das comunidades e bairros onde foram encontrados neste estudo, já que o ser humano utiliza-se da domesticação de animais que acabam por atrair a presença do barbeiro devido a sua necessidade fisiológica.

Os triatomíneos tendem a apresentar maiores frequências populacionais em períodos chuvosos (15), o que justifica maior riqueza nos meses de Outubro e Novembro em 2013 e 2014 e, Janeiro, Abril e Maio em 2015, que são meses considerados chuvosos no município deste estudo (3). Os locais onde os triatomíneos foram coletados foram predominantemente rurais, no ano de 2013 e, de maioria urbana em 2014 e 2015. Porém ao analisar a frequência relativa de barbeiros, a zona rural apresentou maiores frequências nos anos de 2013 e 2015, conforme Tabela 02.

Tabela 02 – Frequência relativa (%) dos triatomíneos para cada uma das localidades com registros de barbeiros.

Ano	Localidade	Frequência relative de triatomíneos (%)
2013	<i>Estrela do Sul*</i>	4,25
	<i>Jardim das Oliveiras</i>	2,13
	<i>Jardim Panorama</i>	2,13
	<i>Ouro verde*</i>	42,55
	<i>Pista do Cabeça*</i>	27,66
	<i>Rio Verde*</i>	8,51
	<i>São José Evangelista*</i>	12,77
2014	<i>Boa Nova</i>	5,55
	<i>Jardim Araras</i>	2,78
	<i>Jardim Das Flores</i>	2,78
	<i>Jardim Panorama</i>	2,78
	<i>Novo Cruzeiro*</i>	2,78
	<i>Ouro Verde*</i>	36,11

	<i>Santa Helena*</i>	8,33
	<i>São José Operário</i>	5,55
	<i>Setor B</i>	2,78
	<i>Setor Bom Jesus</i>	2,78
	<i>Setor G</i>	2,78
	<i>Setor G/S</i>	5,55
	<i>Setor J</i>	19,45
2015	<i>Ouro Verde*</i>	60,00
	<i>São José Operário</i>	10,00
	<i>Setor Araras</i>	20,00
	<i>Setor G/S</i>	10,00

* localidade pertencente a zona rural.

Além de todo o contexto bioecológico analisado, há ainda a variável antrópica que influencia na distribuição dos triatomíneos (26;11), sendo resultado das alterações causadas pelo homem na paisagem, estabelecendo novos ecótopos e alterando o balanço hídrico (11). O município de Alta Floresta-MT passou por intensas mudanças na paisagem ao longo do tempo, sendo uma das principais mudanças a perda de vegetação e aumento de pastagens (5). O desflorestamento é uma das ações antrópicas que afetam a distribuição dos barbeiros triatomíneos (11), e que pode explicar a distribuição dos mesmos em ambientes tão próximos aos domicílios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A frequência de barbeiros triatomíneos catalogados pela vigilância epidemiológica se concentra em ambiente peridomiciliares tanto em zona urbana quanto rural, sendo que ambas apresentam características ecológicas, sociais que são atrativas as espécies de barbeiros triatomíneos encontradas na região (*Rhodnius robustus*, *Rhodnius* sp., *Panstrongylus geniculatus* e *Panstrongylus* sp.).

Devido a importância do teste parasitológico em estudos que avaliem o risco de surtos do protozoário *Tripanossoma cruzi*, são necessárias orientações junto à comunidade sobre manuseio e transporte dos insetos até a vigilância, como forma de preservarem o triatomíneo para realização do teste no mesmo, o que evidencia a importância de estudos futuros que monitorem a

presença dos triatomíneos no peridomicílio altaflorestense e a presença do protozoário nas populações destes insetos.

AGRADECIMENTOS

Aos funcionários da Vigilância Epidemiológica que forneceram os dados necessário para a elaboração do presente estudo assim como a Secretaria de Saúde do município de Alta Floresta-MT.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 - Almeida, F.B.; Machado, P.A. Sobre a infecção do *Panstrongylus geniculatus* pelo *Trypanosoma cruzi* em Manaus, Amazonas, Brasil. Anais do VII Congresso da Sociedade de Medicina Tropical, Manaus, AM, 1971, p. 71-75.
- 2 - Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22:6, p. 711-728, 2013.
- 3 - Caioni, C.; Caioni, S.; Silva, A.C.S.; Parente, T.L.; Araújo, O. S. Análise da distribuição pluviométrica e de ocorrência do fenômeno climático Enos no município de Alta Floresta-MT. *Enciclopédia Biosfera*, 10:19, p. 2656-2666, 2014.
- 4 - Cardozo, S.M.F. Avaliação de vetores da Doença de Chagas na Área de influência direta da Usina hidrelétrica Corumbá IV, Goiás. Dissertação (mestrado), Programa de pós graduação em Ciências Ambientais e Saúde, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2006.
- 5 - Cochev, J.S; Cavallari, A.A; Rossi, A.A.B; Neves, S.M.A.S; Neves, R.J. Fragmentação Da Paisagem Urbana Do Município De Alta Floresta/MT, Analisada Por Meio Das Geotecnologias. Anais do III Seminário De Biodiversidade E Agroecossistemas Amazônicos, Alta Floresta, 2015, 5p.
- 6 - Costa, M.; Tavares, V.R.; Aquino, M.V.M.; Moreira, D.B. Doença de Chagas: Uma revisão Bibliográfica. *Revista Eletrônica da Faculdade de Ceres*, 2:1, 20p., 2013.
- 7 - Dias, F.B.S.; Quartier, M.; Diotaiuti, L.; Mejía, G.; Harry, M.; Lima, A.C.L.; Davidson, R.; Mertens, F.; Lucotte, M.; Romana, C.A. Ecology of *Rhodnius robustus* Larrousse, 1927 (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae) in *Atallea* palm trees of the Tapajós River Region (Pará State, Brazilian Amazon). *Parasites & Vectors*, 7:154, 1-11, 2014.
- 8 - FAUNA DO BRASIL. Catálogo Taxonômico Da Fauna Do Brasil. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/2>>. Acesso em: 22 Fev. 2017.
- 9 - Ferreira, J. C. V. *Mato Grosso e seus Municípios*. Secretaria de Estado de Educação, Cuiabá-MT, 2001, 365p.
- 10 - Ferreira, R.M.A.; Souto, R.N.P. Ocorrência de triatomíneos (Reduviidae: Triatominae) no estado do Amapá, Brasil. *Biota Amazônia*, 3:144-136, 2013.
- 11 -Freitas, S.P.C.; Freitas, A.L.C.; Prazeres, S.M.; Gonçalves, T.C.M. Influência de hábitos antrópicos na dispersão de *Triatoma pseudomaculata* Corrêa & Espínola, 1964, através de *Mimosa tenuiflora* (Willdenow) (Mimosaceae) no estado do Ceará, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 20:333-336, 2004.

- 12 - Galvão, C.; Carcavallo, R.; Rocha, D.S.; Jurberg, J. A checklist of the current valid species of the subfamily Triatominae Jeannel, 1919 (Hemiptera, Reduviidae) and their geographical distribution, with nomenclatural and taxonomic notes. *Zootaxa*, 202:1-36, 2003.
- 13 - IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População de Alta Floresta (MT). Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/webservice/frm_urb_rur.php?codigo=510025>. Acesso em: 02/05/17.
- 14 - Massaro, D.C.; Rezende, D.S.; Camargo, L.M.A. Estudo da fauna de triatomíneos e da ocorrência de doença de chagas em Monte Negro, Rondônia, Brasil. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 11:228-240, 2008.
- 15 - Maeda, M.H. Triatomíneos sinantrópicos no Distrito Federal, Brasil: Ocorrência espaço-temporal e conhecimento dos moradores em relação à doença de chagas e seus vetores. Dissertação (mestrado). Universidade de Brasília. Faculdade de Medicina. 2011, 144p.
- 16 - MMA, Ministério do Meio Ambiente. Lista dos Municípios que mais desmataram em 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/4590-mmadvulga-lista-dos-municipios-que-mais-desmataram-em-2007>>. Acesso em: 02/05/2017.
- 17 - Miles, M.A.; Farias, J.R.; De-Souza, A.A. Chagas disease in the Amazon Basin: periurban palms as habitats of *Rhodnius robustus* and *Rhodnius pictipes* – triatomine vectors of Chagas disease. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 78:4, 391-398, 1983.
- 18 - NEVES, D. P. *Parasitologia Humana*. Atheneu, 12ª edição, 2011, 546p.
- 19 - Oliveira, J.C.P.; Palmeira, P.A.; Barbosa, V.S.A. Diversidade, prevalência e infecção natural por tripanossomatídeos em triatomíneos (Hemiptera: Reduviidae) do Curimatáu e Seridó paraibanos. *Revista de Patologia Tropical*, 45:2, 212-226, 2016.
- 20 - Rafael, J.A.; G.A.R. Melo; C.J.B. de Carvalho; S.A. Casari & R. Constantino (Eds.). 2012. Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto. Holos Editora, 810 p.
- 21 - Rosa, R. D.; Perin, C. L.; Rosa, R. D. Colonizador e colonos: Na fronteira da terra o limite dos sonhos de um futuro promissor. *Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais*, 2:1, 71-82, 2003.
- 22 - Santana, D.B.; Starling, J.; Gurgel-Gonçalves, R.; Cuba, C.A.C. Biologia comparativa e comportamento alimentar de *Rhodnius neglectus* e *Rhodnius robustus* (Triatominae) sob condições de laboratório. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 4:4, 490-495, 2011.
- 23 - Silva, D.U.; Lopes, M.S. Geografia, história e meio ambiente: A degradação ambiental em Alta Floresta/MT. *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento*, 8:1, 144-177, 2016.
- 14 - Silva, I.G.; Luquetti, A.O.; Silva, H.H.G. Importância do método de obtenção das dejeções dos triatomíneos na avaliação da susceptibilidade triatomínica para *Trypanosoma cruzi*. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 26:19-24, 1993.
- 25 - Silva, I.G.; Silva, H.H.G. Susceptibilidade de 11 espécies de triatomíneos (Hemiptera, Reduviidae) à cepa “Y” de *Trypanosoma cruzi* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 37:459-463, 1993.
- 26 - Silveira, A.C. Situação do controle da transmissão vetorial da doença de Chagas nas Américas. *Cadernos de Saúde Pública*, 16,:35-42, 2000.

A EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE PASSOS – MG

Thainá Desiree Franco dos Reis^{1*}, Maxwell Messias Ribeiro¹, Norival França¹, José Carlos Laurenti Arroyo¹, Tania Cristina Teles², Odila Rigolin de Sá¹

1. Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) – Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG; *e-mail: thainadfr@gmail.com; 2. Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) – Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório Corredor Verde. Passos – MG

RESUMO

Segundo a Resolução CONAMA 357, a água é classificada de especial à classe IV e para a água seja destinada ao abastecimento público, ela deve ser enquadrada como especial de acordo com a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde. No entanto, custos e tecnologias empregados no tratamento são cada vez mais dispendiosos e complexos conforme a qualidade da água captada se torna menos potável, comprometendo a sustentabilidade do processo. Portanto, objetivamos analisar as variáveis limnológicas da água tratada pela concessionária local para inferir a eficiência do seu tratamento. Foram realizadas coletas mensais entre janeiro e dezembro de 2012 no reservatório de água tratada da concessionária local de Passos-MG. As variáveis físicas, químicas e microbiológicas foram analisadas conforme descrito pela APHA e comparadas com a Resolução CONAMA 357/2005 e com a Portaria 2.914/2011. A água captada no Ribeirão Bocaina para o abastecimento de Passos tem sido enquadrada como classe II, destinada ao abastecimento após tratamento convencional. Após o tratamento da água bruta, os resultados das variáveis cor, manganês, sólidos dissolvidos totais, coliformes termotolerantes e turbidez mostraram-se dentro dos valores da classe especial. Porém, concentrações fora do padrão de nitrito foram registradas nos meses de março, outubro e dezembro, assim como para o sulfato no mês de novembro e para o ferro em janeiro, fevereiro e abril. A presença do ferro acima do limite evidenciou a provável existência de corrosão dos ductos de distribuição da água. A condutividade da água tratada se manteve dentro dos limites estabelecidos apenas no mês de janeiro. Em 14 amostras, o limite estabelecido para coliformes totais foi ultrapassado. Os resultados permitiram concluir que o tratamento da água do Ribeirão Bocaina tem sido ineficiente e seu tratamento necessita, portanto, ser revisto e atualizado, a fim de manter os valores das variáveis dentro do estabelecido pela legislação brasileira.

Palavras-chave: Resolução CONAMA 357; Portaria 2.914; eficiência do tratamento; potabilidade.

INTRODUÇÃO

Grande parte dos mananciais localizados próximo a centros urbanos estão diminuindo rapidamente sua qualidade limnológica ao longo dos anos. Isso se deve ao fato da presença maciça de atividades antrópicas ocorrente em suas proximidades, aumentando assim despejos incorretos e exagerados de efluente durante toda a extensão do curso d'água. As Resoluções

CONAMA 357 de 2005 e 430/2011 classificam os corpos de água superficiais, e estabelece os condições e padrões de lançamento de efluentes. O limite dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estabelecidos pela Portaria nº 2.914 de 2011, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

O uso de pesquisas, planejamentos e políticas envolvendo o uso e a disponibilidade de recursos hídricos se mostra importante para o entendimento da dinâmica do balanço hídrico e da bacia hidrográfica como unidade de gestão (3; 15). Mediante novas políticas públicas uma redução do aumento do consumo de água seria possível, já que estimativas sobre os valores dos “serviços” proporcionados por todos os ecossistemas aquáticos do planeta variam entre 2 e 3 trilhões de dólares anualmente. O consumo de água varia muito e torna-se dependente da concentração da população, economia regional, atividades agrícolas e industriais; os impactos não são iguais e apresentam diferentes proporções sobre cada componente do ciclo hidrológico e sobre a qualidade da água (16).

Um sistema de tratamento e abastecimento de água de boa qualidade depende do bom controle operacional dos diversos processos unitários de tratamento. Além disso, o desempenho de uma estação de tratamento de água (ETA) depende inicialmente de uma seleção adequada da tecnologia de tratamento e de um projeto criterioso, acompanhados da disponibilidade de recursos humanos e materiais que propiciem uma boa rotina de operação (8; 11). Os fatores intervenientes no desempenho das estações de tratamento de água referem-se basicamente à adequação das características da água bruta à tecnologia de tratamento, à relação vazão afluente/capacidade da estação e à qualidade da operação. Para a avaliação da eficiência global da estação, a tais fatores somam-se ainda as características do efluente e o custo do tratamento, intrinsecamente vinculado à dosagem e tipo de coagulantes, entre outros (10).

Visto que a água é indispensável para o consumo humano e a mesma é retirada dos mananciais de forma exponencial, existe uma demanda na área de tecnologias e inovações que vise principalmente o monitoramento ecológico e sustentável do consumo e o uso da água de abastecimento. O trabalho de Lopes & Libânio (2005) propôs o IQETA (Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água), que visa fornecer uma ferramenta qualitativa e quantitativa para auxiliar os administradores de sistemas de abastecimento. O IQETA classifica a estação de tratamento baseado na premissa de que uma estação que possui bom desempenho deverá ser capaz, mesmo quando recebendo água bruta de qualidade variável, fornecer água tratada de qualidade constante.

Para a água tornar-se potável, ou seja, destinada ao consumo humano é exigido certa eficiência do seu processo de tratamento. O método de tratamento mais adequado bem como a sua eficácia podem variar de acordo com a situação. Por isso, a escolha do método a ser utilizado pelas concessionárias locais de tratamento de água se mostra de grande utilidade sanitária para toda a população. Dessa forma, as doenças de veiculação hídricas podem ser evitadas, através da eliminação de cistos e bactérias patogênicas durante o tratamento da água. Tendo isso em vista, objetivamos com este estudo, analisar as variáveis limnológicas da água tratada pela concessionária local e inferir a eficiência do seu tratamento.

DESENVOLVIMENTO

Materiais e Métodos

Local de Estudo

O município de Passos está localizado em uma região de clima temperado úmido com o inverno seco (Cwa-Cwb) segundo a classificação de Köppen-Geiger e situa-se no sudoeste do

Estado de Minas Gerais em uma faixa de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. O município possui uma área de 1.338.070 km², somando para o ano de 2014, o número estimado de 112.402 habitantes e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal elevado (0,756). A cidade apresenta-se como polo regional e suas atividades econômicas estão baseadas, sobretudo, na produção agropecuária, no agronegócio e no setor industrial de confecções e moveleiro, além de um forte setor de serviços (PNUD, 2010; IBGE, 2014).

O município passense é atravessado pelo Ribeirão Bocaina, sistema hídrico situado entre as coordenadas 20°39'15,85" e 20°53'12,30" ao sul e 46°33'28,04" e 46°39'52,49" ao oeste, com mais de 100 km de extensão e área de drenagem de 457,9 km² (Fig. 1). A sub-bacia do Ribeirão Bocaina pertence à unidade de planejamento do médio Rio Grande (GD7) e é a principal contribuinte da água de abastecimento do município, chegando a cerca de 80 a 85% da água disponibilizada à população pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), concessionária local de tratamento da água (13).

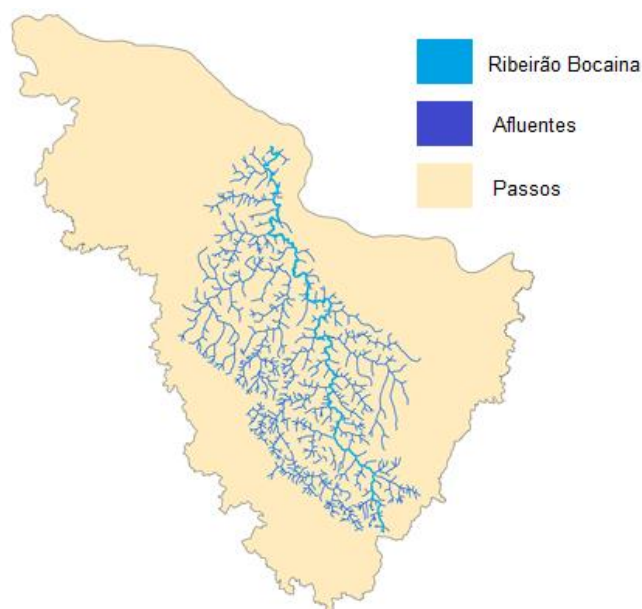


Figura 1. Município de Passos com a delimitação da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Bocaina.

O ponto de captação da Estação de Tratamento de Água (ETA) está localizado na região central do manancial. A ETA I é do tipo convencional e tem capacidade de produção de até 360L/s e abastece os bairros: Jardim Califórnia, Coimbrãs, COHAB, Santa Casa, Penha, São Benedito, Jardim Colégio de Passos, São Francisco, Umuarama, Belo Horizonte, Vila Rica, Nossa Senhora das Graças, Nossa Senhora Aparecida, João Paulo II e Aclimação, sendo essa distribuição correspondente a 80% do território municipal.

Amostragens e análises laboratoriais

Foram realizadas coletas diárias *in loco* da água captada pela estação de tratamento do município entre janeiro e dezembro de 2012. As variáveis físicas, químicas e microbiológicas das amostras foram aferidas diariamente segundo os métodos descritos pela APHA (2008). Em seguida, os resultados foram comparados com os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (5) para avaliar a eficiência do tratamento da água retirada do ponto de captação localizado no Ribeirão Bocaina.

Análises dos dados

As variáveis físicas, químicas e microbiológicas da água foram analisadas no software livre R (RStudio 0.97), pacote Vegan e o nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e, constada a inexistência da distribuição normal dos dados, foi realizada uma matriz de correlação de Spearman (não paramétrica) para observar possíveis interações entre essas variáveis. Os valores da matriz de correlação foram expressos em $R\hat{\rho}$ (ρ) e a sua significância avaliada de acordo com p-valor de cada correlação. Os valores obtidos também foram transformados ($\log x+1$) e normalizados para permitir a comparação entre as múltiplas variáveis e para observar possíveis variações em função

da sazonalidade e da eficiência do tratamento. Análises de variância não paramétricas (Kruskal-Wallis) foram realizadas para comparar os valores observados na água bruta e na água tratada, permitindo assim, inferir a eficiência do tratamento realizado pela concessionária do município.

RESULTADOS

Para coliformes totais em água bruta, observou-se que das 730 amostras coletadas no ano, 414 apresentaram valores de coliformes totais altos. Das 1.184 amostras analisadas de água tratada, 14 também apresentaram valores significativos para coliformes totais e unidades formadoras de colônias (UFC), porém a Resolução CONAMA 357/2005 que sugere a classificação dos corpos d'água e a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde que determina os valores permitidos para potabilidade, não exigem coliformes totais e unidades formadoras de colônias (UFC) como parâmetro a ser analisado.

Os valores para coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) em água bruta ultrapassaram o valor limite perante a Resolução CONAMA 357/2005 para água de classe II em quase todos os meses, exceto no mês de agosto. Nos meses de janeiro, fevereiro os valores se enquadraram como água de classe IV, o restante dos meses obtiveram valores de água classe III. Das análises realizadas para água tratada, os resultados não detectaram presença de coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) em nenhuma das amostras realizadas durante todo o ano de 2012, respeitando assim o exigido pela Portaria 2.914/MS que determina ausência de *Escherichia coli* para água de abastecimento.

Os parâmetros nitrato, nitrito, pH, sólidos dissolvidos totais, sulfato e turbidez em água bruta permaneceram em sua maioria dentro do valor para água de classe I em todos os meses do ano de 2012, exceto para dureza no mês de março que se enquadrou como água de classe II. Os

parâmetros acima para água tratada, permaneceram dentro do permitido, com exceção do mês de novembro para sulfato que obteve valor 744 mg/L, sendo que poderia chegar até 250 mg/L.

Os valores de ferro em água bruta se enquadraram como água de classe IV no mês de março e classe III nos meses restantes. Já para água tratada os valores exigidos em potabilidade ultrapassaram nos meses de janeiro, fevereiro e abril. A classificação do manganês em água bruta se alternou entre classe III e IV durante todo o ano, atingindo apenas valores para classe I no mês de agosto. Para água tratada os valores permaneceram dentro do estipulado pela Portaria 2.914/MS. A variável cor obteve resultados que se enquadram como de classe IV, com exceção dos meses de julho, agosto e novembro que permaneceram na classe I. Para potabilidade os valores permaneceram dentro do limite.

Os valores de cianeto em água bruta permaneceram dentro da classe I em janeiro, julho e agosto, alternando-se entre as classes III e IV no restante dos meses. Os valores da água tratada permaneceram dentro dos limites de potabilidade. O parâmetro alumínio foi classificado como classe III no mês de janeiro e classe IV em março e maio, na água tratada o valor permitido pela 2.914/MS foi respeitado. O parâmetro amônia permaneceu dentro do valor estipulado para água destinada ao abastecimento público. Os valores de amônia para água bruta não ultrapassaram o valor de 0,3, porém a variável amônia não é exigida pela Resolução CONAMA 357/2005. Os resultados detectados em água bruta foram abaixo dos encontrados em estudos já realizados nos Ribeirão Bocaina.

DISCUSSÃO

Antes da implantação de uma estação de tratamento de água (ETA) deve-se realizar um estudo completo do corpo hídrico, do solo, fauna e outros estudos. Assim, pode-se complementar

a decisão da escolha do método correto a ser utilizado para o tratamento dessa água a ser destinada ao abastecimento público. Atualmente a concessionária local do município de Passos utiliza o tratamento do tipo convencional.

O tratamento da água é subdividido em três técnicas que são: o tratamento simplificado que realiza a clarificação por meio de filtração e desinfecção e correção de pH quando necessário; convencional que inclui em seu processo a coagulação, floculação, desinfecção e correção do pH e o tratamento avançado que usa técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes refratários aos processos convencionais de tratamento, os quais podem conferir à água características, tais como: cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica (5).

O principal parâmetro no que diz respeito à bacteriologia e um dos principais para classificação da potabilidade da água são os coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*). Observamos que após o tratamento realizado pela concessionária local, essas bactérias foram eliminadas totalmente. A *Escherichia coli* é uma bactéria patogênica considerada de interesse para a saúde pública, pois pode ser a causa de vários sintomas como, náuseas, diarreias, e outros sintomas ocasionados pela sua ingestão proveniente de água e alimentos contaminados.

Houve também uma eliminação considerável de coliformes totais após o tratamento da água, apesar de não ser um parâmetro avaliado pela Portaria 2.914 e pela Resolução CONAMA 357. Os casos positivos diminuíram de 414 da água bruta, para 14 casos em água já tratada. Os coliformes totais são bactérias gram-negativas presentes no organismo do homem e outros animais e não são causadoras de doenças, ao contrário dos coliformes termotolerantes, são causadores de doenças e utilizados como indicadores de contaminação.

Os parâmetros nitrato, nitrito, pH, sólidos dissolvidos totais e turbidez da água se mostraram dentro dos parâmetros para potabilidade, mostrando eficácia do tratamento convencional para essas variáveis. Em apenas um mês, o parâmetro sulfato foi ultrapassado para

água tratada. Possivelmente esse alto valor foi encontrado em função do uso de coagulantes (CETESB, 2012). Os valores de ferro não se mantiveram dentro dos parâmetros mesmo após o tratamento em três meses.

As concentrações de ferro em água bruta foram altas durante todo o ano, em consequência disso às concentrações de cor também. As concentrações de cor foram reduzidas em todos os meses após o tratamento, porém as concentrações de ferro não atingiram as normas da Portaria 2.914 do Ministério da Saúde em três meses. O ferro apesar de não ser tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público, altera a cor e sabor da água, provoca manchas em roupas e utensílios sanitários. Podem ocorrer depósitos em canalizações de ferro e bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (CETESB, 2012).

Em um estudo realizado por Pereira *et al.* (2013) nos anos de 2004 e 2005 no Ribeirão Bocaina obteve resultados de ferro característico de água classe III em janeiro, abril, maio e junho de 2004 e em março de 2005. Os solos da região são originários de rochas Pré-Cambrianas pertencente à Unidade Geomorfológica da Serra da Canastra, rica em minérios primários conferindo ao solo uma alta fertilidade (13), podendo assim levar características do sedimento para a água.

O mesmo estudo também observou concentrações elevadas de cor, nos meses de janeiro a julho e setembro a dezembro de 2004 e janeiro a dezembro de 2005, também apresentaram valores que, segundo a Resolução CONAMA 357/2005 são para água de classe III. Estas alterações nas concentrações estão associadas com o período de chuvas ocorridas nos respectivos meses (13). Quando a água, além da cor, apresenta uma turbidez adicional, diz-se que a cor é aparente. Removida a turbidez, o residual que se mede é a cor verdadeira, devido às partículas coloidais carregadas negativamente (14). Como as concentrações da turbidez permaneceram baixas em todas as análises realizadas, podendo caracterizar nossa variável cor da água bruta

como citado acima. Após o tratamento, observou-se eficiência em todos os meses na redução das concentrações de cor.

O íon cianeto é extremamente tóxico para a vida animal, pois se liga fortemente aos íons metálicos da matéria viva, ou seja, ao ferro das proteínas que são necessárias para que o oxigênio molecular seja utilizado pelas células. O cianeto é muito estável e não se decompõe facilmente, devendo ser destruído quimicamente, em vez de apenas descartado em um sistema aquático (17). Pereira *et al.* (2013) encontrou na água bruta altas concentrações de cianeto nos meses de janeiro a junho de 2004 e em março e abril de 2005 no Ribeirão Bocaina. Em nossos resultados foram observadas altas concentrações de cianeto na água bruta, porém após o tratamento todos os meses obedeceram ao limite exigido pela Portaria 2.914/MS.

Os resultados foram analisadas no software livre R (RStudio 0.97), pacote Vegan, a normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e realizada uma matriz de correlação de Spearman. Também realizamos análises de variância não paramétricas (ANOVA) (Kruskal-Wallis). O sulfato não apresentou variação significativa no teste ANOVA ($p = 0,79$), possivelmente a um valor extremo identificado no mês de novembro (744 mg/L). O alumínio também não apresentou variação significativa ($p = 0,88$), possivelmente pelo alto valor dos resultados nos meses de janeiro, março e maio. O tratamento da água não ocasionou em diferença significativa para concentrações de nitrato ($p = 0,82$), posto que esse nutriente foi encontrado em baixa concentração em água bruta ($1,09 \pm 0,53$) e em água tratada ($0,9 \pm 0,44$).

Na tabela 1 em vermelho está indicado o valor da correlação negativa das variáveis pH – nitrato ($Rh\hat{o} = -0,71$). Esta correlação negativa conclui que quanto maior o valor do pH, menor o valor da concentração de nitrato na água tratada do reservatório.

Tabela 1. Valores de ρ e p da Matriz de Correlação: Spearman das variáveis da água tratada que se correlacionaram e tiveram significância. Classificação das significâncias dos valores de p : *significante **muito significativa ***muito significativa.

Variáveis correlacionadas	Valor ρ	Valor p
Condutividade - Turbidez	0,60	0,04*
Condutividade – Sólidos Dissolvidos Totais	0,99	0,00***
pH - Nitrato	-0,71	0,01**
Turbidez – Sólidos Dissolvidos Totais	0,62	0,03*

O alumínio pode ocorrer na água em diferentes formas e sua concentração depende de fatores físicos, químicos e geológicos. Os níveis de alumínio na água potável variam conforme as concentrações encontradas na fonte de água e quando são utilizados coagulantes a base de alumínio no tratamento da água (CETESB, 2012). O presente estudo mostra que os meses que apresentaram valores acima do permitido foram Janeiro, Março e Maio, isso pode ter ocorrido pelo fato do alumínio sofrer influencia do pH, temperatura, sulfatos e outros ligantes na água. Após o ajuste da regressão linear, as variáveis alumínio e pH (água bruta), mostraram coeficiente de determinação de 100% ($R^2 = 0,1002$), ou seja, se relacionaram inteiramente como mostra o gráfico abaixo.

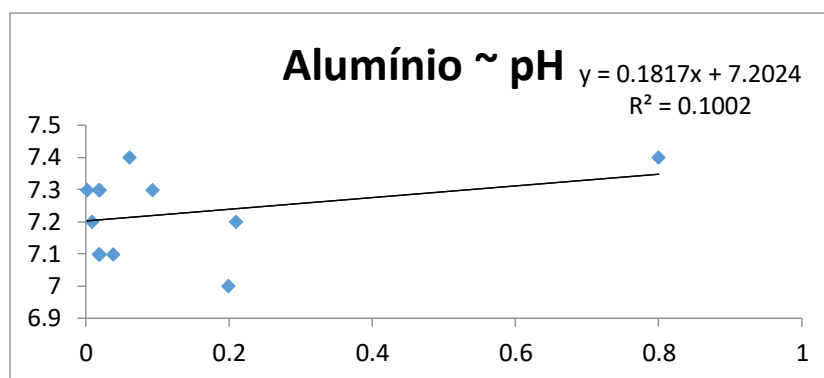


Gráfico 1. Correlação negativa das variáveis alumínio e pH da água bruta

A amônia tem sua origem natural através da água da chuva, que a contém em pequenas quantidades provenientes da atmosfera vinda da poluição industrial e das descargas elétricas (13). Os resultados obtidos da concentração de amônia se mostraram dentro do permitido para

potabilidade. Ressalta-se que a quantificação da concentração de amônia não foi quantificada para água bruta e o mesmo não é um parâmetro exigido pela Resolução 357/2005, porém em 2004 e 2005 Pereira *et al.* (2013) não observou valores altos de amônia da água captada pela estação de tratamento de água (valor máx. 1,0 mg/L).

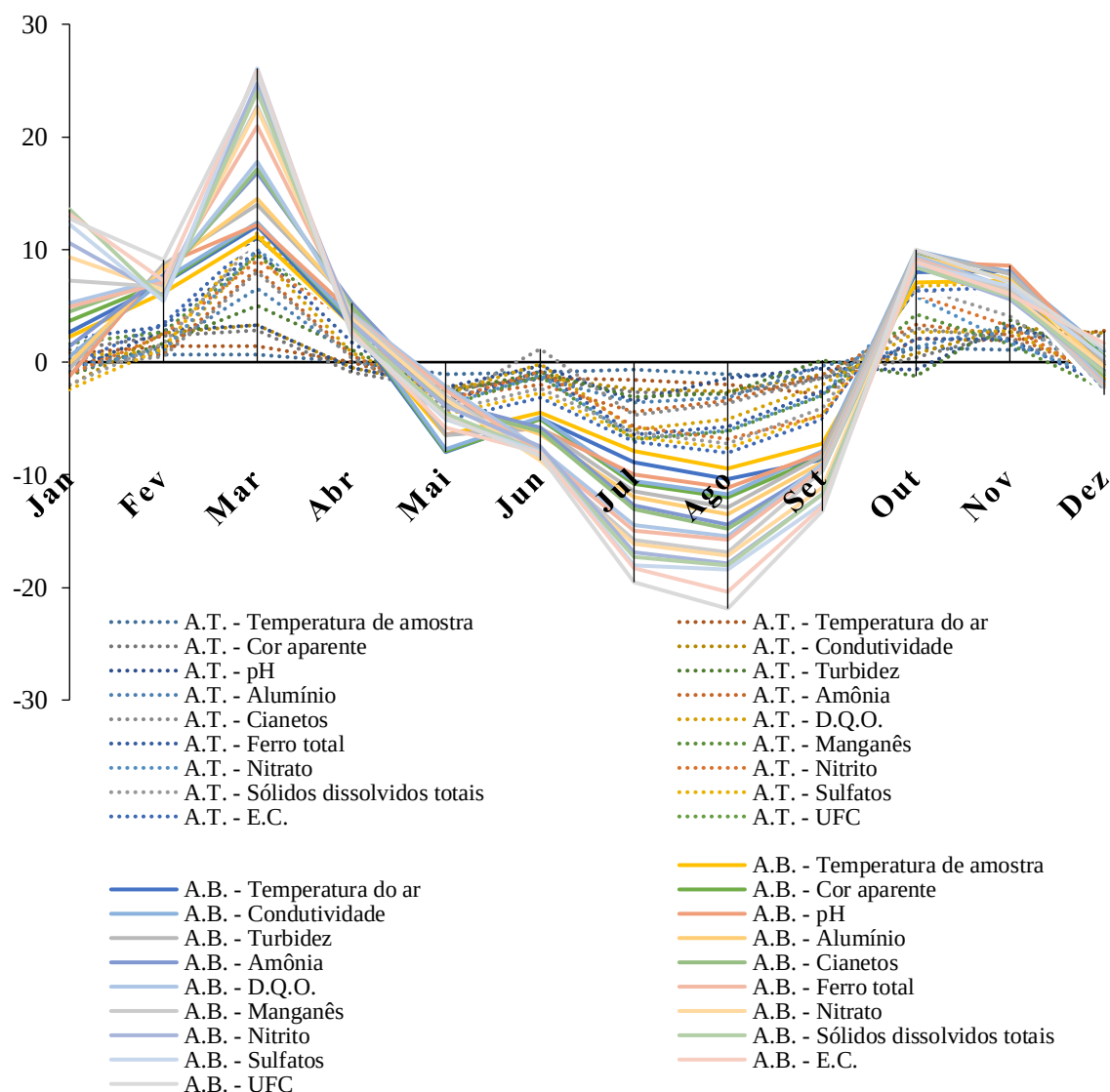


Gráfico 2. Média dos resultados das análises físicas, químicas e biológicas da água bruta e tratada ao longo do ano de 2012. A.T. (água tratada); A.B. (água bruta).

Os resultados do gráfico 2 foram transformados ($\log x + 1$) e normalizados para valores adimensionais. O gráfico mostra a flutuação dos resultados, podendo ser visto a diferença do valor das variáveis no período chuvoso, geralmente da 2ª quinzena de setembro a 1ª quinzena de

maio. Observou-se uma menor flutuação dos resultados das variáveis em água tratada (linhas pontilhadas). Isso juntamente com o tamanho das linhas de evolução dos parâmetros em cada mês consegue mostrar a eficiência do processo de tratamento de água, revelando certo padrão de eficiência no processo de tratamento.

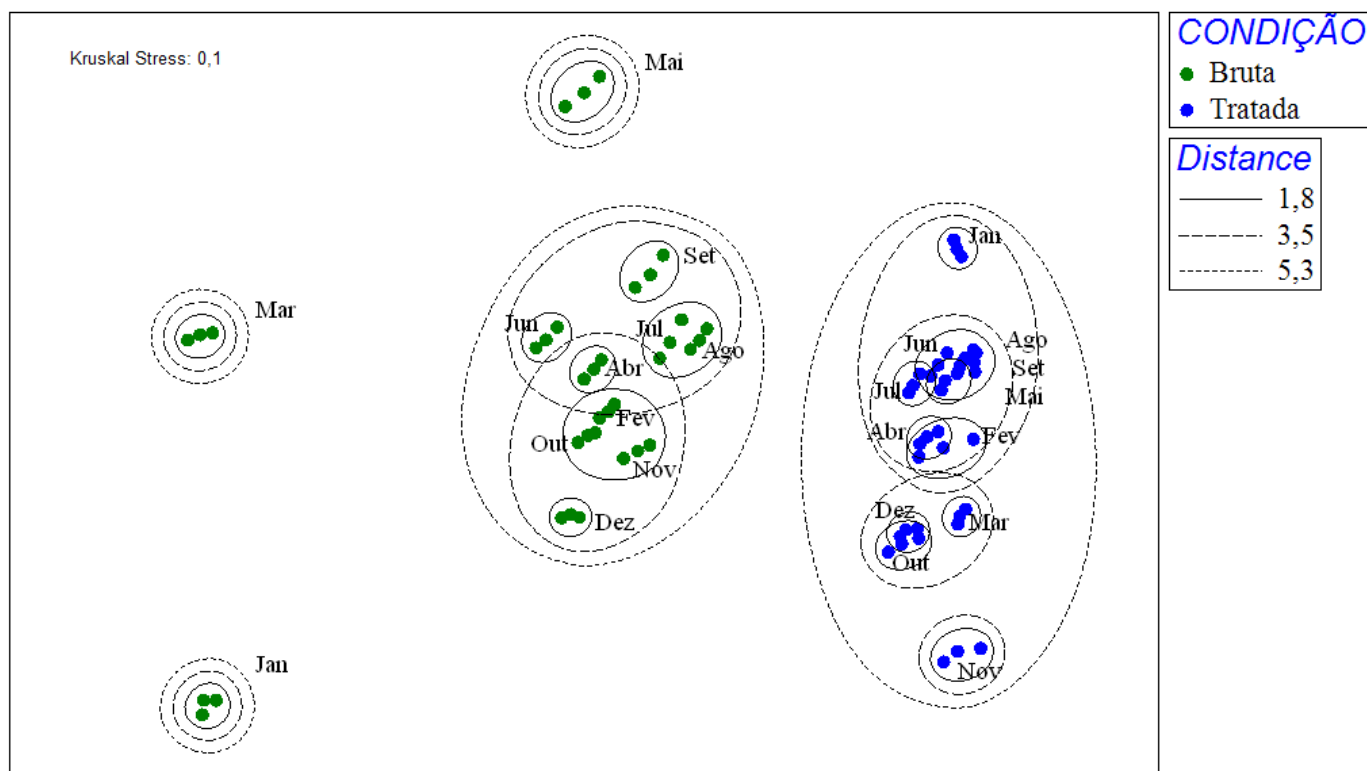


Figura 2. Escalonamento multidimensional com base na similaridade das amostras de água bruta e tratada do Ribeirão Bocaina em função do tempo, e considerando suas variáveis físicas, químicas e microbiológicas. Dados transformados ($\log(x+1)$) e normalizados. Níveis de similaridade medidos em função da distância euclidiana. Valor de Stress de Kruskal = 0,1.

A ordenação multidimensional (figura 2) dos dados analisados se mostrou confiável (stress = 0,1) mostrando três grupos distintos, sendo um heterogêneo e dois homogêneos. O grupo heterogêneo corresponde às meses de janeiro, março e maio, devido a valores altos de diferentes variáveis entre si, o que é comum em ambientes naturais. O agrupamento das amostras de água tratada ressalta a homogeneidade após o processo de tratamento, evidenciando a eficiência do tratamento.

CONCLUSÕES

Observamos que o tratamento da água bruta foi eficiente em 97,61%. Provavelmente o valor de sulfato no mês de novembro foi um valor extremo, não representando um valor comum de se observar em água tratada. Os meses de janeiro, fevereiro e abril, onde o valor de ferro ultrapassou o permitido para potabilidade a eliminação das concentrações naturais de ferro não foram eficazes pelo tratamento convencional, visto que a água bruta já apresentava altos valores em todos os meses.

O sistema convencional utilizado pela concessionária local do município de Passos foi considerado bastante sustentável e eficiente, porém ressaltamos a importância de cada vez mais investimento por parte das empresas responsáveis pelo tratamento da água no Brasil. Cada vez mais é preciso investir em processos de tratamento com maior excelência, capazes de eliminar impurezas, para que se possa manter a eficácia do processo de tratamento e de potabilidade da água. É de importância ainda à verificação periódica do sistema de transporte e de armazenamento de água, podendo haver possíveis contaminações entre estes processos.

Visto que em nosso estudo as concentrações de ferro não foram eliminadas totalmente, o estudo de Moruzzi & Reali (2012) recomenda o processo de cloração-filtração para remoção de concentrações menores de ferro ($< 2\text{mg/L}$). O processo de aeração-filtração inclui um equipamento de aeração, tanque de retenção e filtros. O oxigênio da atmosfera reage com o ferro contido na água para produzir sais insolúveis de óxidos de ferro (fêrricos) e manganês (mangânicos). Como a velocidade de reação depende do valor do pH, um tempo de detenção de diversas horas pode ser necessário após a aeração, dependendo das características da água. A maior desvantagem do processo de aeração-filtração é o alto custo inicial, tempos adicionais de

retenção deverão ser considerados podendo ser requerido um tratamento complementar com oxidantes químicos para diminuir a concentração de manganês para os níveis desejados.

Os atores Lopes & Libânio (2005) ressaltam que estações que empregam certa tecnologia de tratamento e adequam a água bruta ao padrão de potabilidade vigente, também necessitam avaliar a sua eficiência não esquecendo os custos inerentes à potabilização. Os parâmetros hidráulicos, tais como tempo de floculação, velocidade de sedimentação e taxa de filtração pode ser ou não mais relevante em relação ao nível técnico da operação no que tange à qualidade da água produzida.

É de importância à utilização de processos de reciclagem com trabalhadores das concessionárias. Através de minicursos e palestras, os trabalhadores podem ser tornar mais preparados para localizar possíveis falhas na operação do tratamento e no maquinário da empresa. Essas medidas de preventivas podem melhorar significativamente a eficiência do tratamento, armazenamento e distribuição da água, reduzindo custos e acidentes de contaminação, tornando assim cada vez mais possível a inclusão da sustentabilidade na empresa.

ABSTRACT

According to CONAMA Resolution 357, water is classified as special to class IV and for water to be used for public supply, it must be classified as special in accordance with Ordinance 2,914 of the Ministry of Health. However, costs and technologies used in the treatment are becoming more expensive and complex as the quality of the water abstracted becomes less potable, compromising the sustainability of the process. Therefore, we aimed to analyze the limnological variables of the water treated by the local concessionaire to infer the efficiency of its treatment. Monthly collections were carried out between January and December 2012 in the treated water reservoir of the local concessionaire of Passos-MG. The physical, chemical and microbiological variables were analyzed as described by APHA and compared to CONAMA Resolution 357/2005 and Ordinance 2,914 / 2011. The water collected at Riverside Bocaina for the supply of Passos has been classified as class II, destined for supply after conventional treatment. After treatment of the raw water, the results of the variables color, manganese, total dissolved solids, thermotolerant coliforms and turbidity were within the values of the special class. However, non-standard concentrations of nitrite were recorded in the months of March, October and December, as well as for sulphate in November and for iron in January, February and April. The presence of iron above the limit evidenced the probable existence of corrosion of the water distribution ducts. The conductivity of treated water remained within the limits established only in January. In 14 samples, the limit established for total coliforms was exceeded. The results allowed to conclude

that the treatment of the Riverside Bocaina water has been inefficient and its treatment needs, therefore, to be revised and updated, in order to maintain the values of the variables within the established by the Brazilian legislation.

Keywords: Resolution CONAMA 357; Ordinance 2.914; treatment efficiency; potability.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 - APHA/AWWA/WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20. ed. Washington: APHA, 2008
- 2 - Atlas do Desenvolvimento Humano Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) 2013. Disponível em: <http://www.pnud.org.br/atlas/ranking/Ranking-IDHM-Municipios-2010.aspx>. Acesso em: 10 de ago. de 2015.
- 3 - BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318p.
- 4 - BRASIL. **Portaria nº 2914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para seu consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.
- 5 - BRASIL. **Resolução CONAMA Nº. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Publicada no Diário Oficial da União, nº. 053, de 18/03/2005, p. 58-63.
- 6 - BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, maio de 2011.
- 7 - CETESB. **Alumínio**. Disponível em:
<<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/aluminio.pdf>> Acesso em: 10 de agode 2015.
- 8 - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FNS, ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS SERVIÇOS DE MUNICIPALIDADE DE SANEAMENTO – ASSEMAE. **Diagnóstico nacional dos serviços municipais de saneamento**. Brasília: FNS/ASSEMAE, 1995.
- 9 - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros**. 2014
- 10 - LOPES, V. C. & LIBANIO, M. **Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA)**. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2005, vol.10, n.4, pp. 318-328.
- 11 - MOITA, F. R H.S. **Dados Fundamentais**. Bio, n.2, p.10-12, 1993
- 12 - MORUZZI, R.B, REALI, M.A.P, PATRIZZI, L.J. A different view of removing iron and manganese complexes by using dissolved air flotation. In: **Water and Environment Management Series**. Young Researches, 2004. International Water Association (IWA) Publishing. ISSN 1476- 1785. 2004. p.259-266.

- 13 - PEREIRA, K. C; RIGOLIN-SÁ, O. R; PEREIRA, K. C. **Avaliação e classificação da qualidade da água do Ribeirão Bocaina com base na resolução CONAMA Nº357/2005 do Ministério do Meio Ambiente**. Publicado em 2013.
- 14 - RICHTER, C. A. & AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia utilizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 2002 332 p.
- 15 - SWAROWSKY, A. *et al.* Research connects soil hydrology and stream water chemistry in California oak woodlands. **California Agriculture**, v. 64, p. 78-84, 2010.
- 16 - TUNDISI, J. G. **Novas perspectivas de gestão de recursos hídricos**. REVISTA USP, São Paulo, n.70, p. 24-35, junho/agosto 2006
- 17 - UENF. Cianetos. Disponível em:
< http://www.uenf.br/uenf/centros/cct/qambiental/ef_tratcnmetais.html>. Acesso em 10 de ago de 2015.

INFLUÊNCIA DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO DA UHE FURNAS SOBRE AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Thainá Desiree Franco dos Reis^{1*}, Juliana da Silva Leal², Odila Rigolin de Sá¹

1. Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) – Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG; 2. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Laboratório de Limnologia, Rio de Janeiro – RJ.*e-mail: thainadfr@gmail.com

RESUMO

Em ambientes lênticos as oscilações do nível da água podem alterar características físico-químicas do ecossistema. O aporte hídrico das chuvas é um fator determinante para o volume útil e, portanto, alterações em seu regime o afeta diretamente. Os objetivos deste estudo foram: avaliar a influência do nível volume útil (VU) da UHE de Furnas sobre seus parâmetros limnológicos e, como alterações no VU podem afetar a variabilidade de suas variáveis, em anos com características climáticas típicas da região (TP) e atípicas (ATP). Foram utilizados dados limnológicos de dois pontos BG019 (p1) e BG051 (p2) entre os anos 2008 e 2015, obtidos em bases disponibilizadas por órgãos ambientais competentes. Foram realizadas correlações de Spearman, para cada ponto entre a porcentagem de VU e as seguintes variáveis: concentração de clorofila-a, coliformes totais e fecais, condutividade, cor, carbonato de cálcio, DQO, estreptococos fecais e as concentrações de fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, potássio solúvel, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, sólidos totais, pH, turbidez e temperatura. Também foi calculada a amplitude das variáveis correlacionadas com o VU e também suas variabilidades assim, classificando os anos de amostragem de acordo a ocorrência dos eventos climáticos (TP e ATP). Foi realizado o teste Mann-Whitney para verificar se houve diferenças entre as variabilidades das variáveis para cada período e, as variáveis associadas ao VU em ambos os pontos dentre todas trabalhadas, foram: pH p1: (R=-0,89; P=0,004), p2: (R=-0,59; P=<0,000) e turbidez p1: (R=0,65; P=<0,000), p2: (R=0,67; P=<0,000). Não foram detectadas diferenças significativas entre períodos de clima TP e ATP através das variabilidades dos parâmetros; pH p1: (U=2,0; P=0,11), p2: (U=6,0; P=0,66), turbidez p1: (U=7,0; P=0,88), p2: (U=3,0; P=0,20). Tal resultado sugere uma tendência do reservatório de Furnas em “tamponar” as variações ambientais, justificado por sua grande extensão e volume hídrico.

Palavras-chave: Variáveis limnológica; Flutuações no nível da água, Reservatório da UHE de Furnas.

INTRODUÇÃO

Mudanças na disponibilidade de água nos ambientes aquáticos afetam os processos e, consequentemente, o funcionamento dos ecossistemas (WELTZIN *et al.*, 2003). Alterações representativas no nível da água de ambientes lênticos podem ser decisivas sobre a integridade desses ambientes, sejam por afetarem as comunidades residentes ou por atuarem diretamente sobre as características físico-químicas dos mesmos (13). Flutuações no nível da água muitas

vezes representam um dos maiores distúrbios sobre o ecossistema de reservatório. Apesar de se saber que flutuações do nível da água podem exercer uma influência sobre a qualidade da mesma, há poucos estudos voltados para a compreensão de mecanismos pelos quais esses padrões hidrológicos podem influenciar a dinâmica do reservatório (8).

Estudos começaram a reconhecer a importância da flutuação dos níveis da água em ecossistemas lênticos, voltando-se para as consequências desse distúrbio em reservatórios, porém, estes trabalhos são voltados em sua grande maioria para ambientes de regiões temperadas. Adicionalmente, existe uma necessidade urgente de pesquisas científicas que abordam os impactos das alterações nos níveis da água, tendo em vista o contexto de mudanças climáticas, no qual se faz necessário um arcabouço teórico para a construção de possíveis planos de mitigação, sendo um campo crucial para a gestão dos recursos hídricos (27; 22). Em cenários de mudanças no clima, torna-se especialmente importante compreender a influência dos padrões hidrológicos sobre a variabilidade de parâmetros ambientais em ambientes aquáticos tropicais, considerando-se a susceptibilidade das regiões tropicais a extremos climáticos, como secas e inundações (15)

Tendo isso em vista, este estudo objetiva avaliar a influência do nível volume útil da Usina Hidroelétrica de Furnas (UHE; Minas Gerais, Brasil) seus parâmetros limnológicos, bem como determinar como a oscilação do nível do volume de água pode afetar a variabilidade das condições deste ambiente. Para atingir o objetivo proposto, utilizou-se um banco de dados de sete anos, durante os quais foram realizadas amostragens trimestrais das variáveis físico-químicas do ambiente aquático. Esse intervalo de tempo abrangeu um período de mudanças abruptas no volume útil do reservatório de Furnas em função de alterações no clima da região.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção de dados e área de estudo

Os dados utilizados neste trabalho foram importados da base de dados laboratoriais históricos do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), disponíveis no portal InfoHidro (<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br>). Os resultados puderam ser consultados através do direito de acesso dos cidadãos às informações públicas, sendo este regulamentado segundo A Lei de Acesso à Informação (12.527/2011), aplicável aos Três Poderes da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, com vigência a partir do dia 16 de maio de 2012. Dentre os ambientes monitorados pelo IGAM, o reservatório de Furnas foi selecionado devido à sua importância sócio-econômica para o Sudeste mineiro. O Reservatório da Usina Hidroelétrica (UHE) de Furnas é o maior reservatório da região Sudeste, com uma área inundada de 1450 km². A barragem está localizada no curso médio do rio Grande, entre os municípios de São José da Barra e São Batista do Glória (19;21). O reservatório de Furnas integra 52 cidades e 46 distritos e possui grande importância para a economia devido às atividades de piscicultura, pesca esportiva e turismo (1).

Apesar da base de informações viabilizar dados de 1997 a 2015, os dados utilizados neste estudo se restringiram ao período de janeiro de 2008 a dezembro de 2015. Este intervalo de tempo foi escolhido por compreender um período no qual se observaram anos com características climáticas típicas da região (anos de 2008, 2009, 2013 e 2015), bem como períodos de ocorrência de eventos climáticos atípicos (nos anos de 2010, 2011, 2012 e 2014), que culminaram com a redução do volume útil do reservatório de Furnas (28; 11; 5). Tendo em vista que diferentes pontos em um mesmo reservatório podem responder de diferentes maneiras às alterações climáticas (10), foram consideradas as variáveis limnológicas aferidas em dois pontos situados em extremos opostos do reservatório de Furnas, o ponto BG019 (zona de transição) e o BG051 (zona lacustre) (Figura 1; Quadro 1).

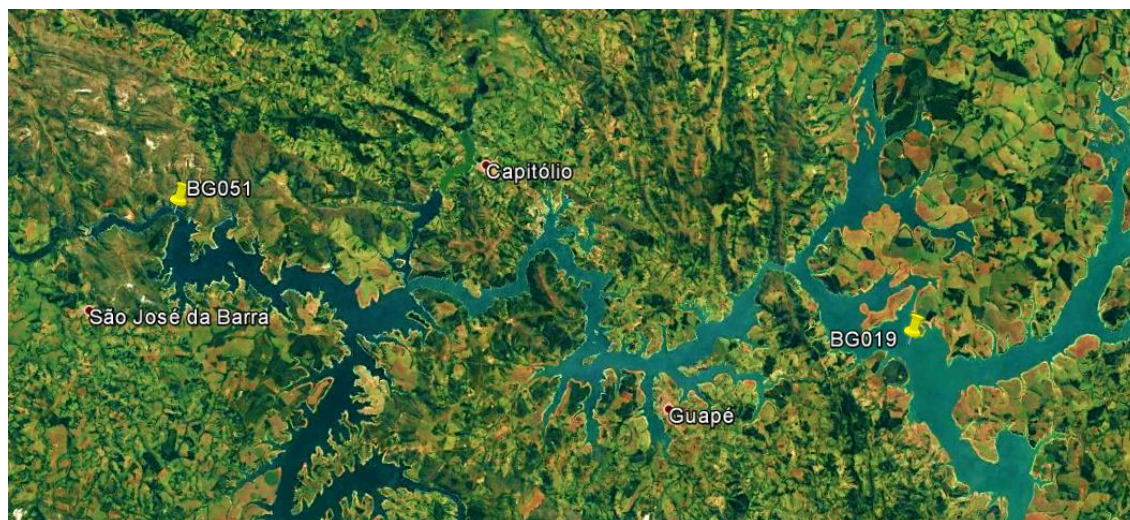


Figura 1. 6rea de represamento do Reservat6rio de Furnas, destacando-se a localiza76o dos pontos monitorados neste estudo. **Fonte:** Google Imagens© 2016. Coordenadas dos pontos: BG019: 20°42'55"; 45°45'18", BG051: 20°39'15";46°15'31".

Quadro 1. Quadro de descri76o dos pontos de amostragem do estudo no reservat6rio da UHE de Furnas

Ponto	Descri76o
BG019	Rio Grande a montante do Reservat6rio de Furnas. Ponto localizado em zona de transi76o localizada entre estreito e zona lacustre do Reservat6rio de Furnas (pr6ximo ao munic6pio de Guap6).
BG051	Rio Grande a jusante do Reservat6rio de Furnas. Ponto localizado em zona lacustre, pr6ximo 6 barragem da UHE de Furnas (pr6ximo ao munic6pio de Furnas).

As amostragens realizadas nesses pontos ocorreram trimestralmente, nos meses de fevereiro, maio, agosto e outubro de cada ano, totalizando 31 coletas no total em cada um dos pontos amostrais – com exce76o do ano de 2015, no qual a coleta do m6s de outubro n6o foi realizada. As vari6veis limnol6gicas cujas concentra76es foram extra6das da base de informa76es foram as seguintes: coliformes totais, coliformes fecais, condutividade, cor da 6gua, oxig6nio dissolvido, carbonato de c6lcio, nitrato, nitrito, nitrog6nio org6nico, nitrog6nio amoniacal, s6lidos dissolvidos totais, s6lidos em suspens6o totais, s6lidos totais, pot6ssio sol6vel, f6sforo total e

clorofila-*a*. Também foram determinados os valores da densidade de estreptococos fecais, determinação de demanda química de oxigênio (DQO) e valores de pH, turbidez e temperatura da água (maiores detalhes sobre a metodologia empregada nas análises físico-químicas realizadas pelo IGAM podem ser acessadas em <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/gestao-das-aguas/monitoramento/agua-superficial>).

Obtenção de dados

Os dados utilizados neste trabalho foram importados da base de dados laboratoriais históricos do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), disponíveis no portal InfoHidro (<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br>). Os resultados puderam ser consultados através do direito de acesso dos cidadãos às informações públicas, sendo este regulamentado segundo A Lei de Acesso à Informação (12.527/2011), aplicável aos Três Poderes da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, com vigência a partir do dia 16 de maio de 2012. Dentre os ambientes monitorados pelo IGAM, o reservatório de Furnas foi selecionado devido à sua importância sócio-econômica para o Sudeste mineiro.

Apesar da base de informações viabilizar dados de 1997 a 2015, os dados utilizados neste estudo se restringiram ao período de janeiro de 2008 a dezembro de 2015. Este intervalo de tempo foi escolhido por compreender um período no qual se observaram anos com características climáticas típicas da região (anos de 2008, 2009, 2013 e 2015), bem como períodos de ocorrência de eventos climáticos atípicos (nos anos de 2010, 2011, 2012 e 2014), que culminaram com a redução do volume útil do reservatório de Furnas (WMO, 2013; IGAM, 2014; CPTEC/INPE, 2016).

Os dados de precipitação de 2008 a 2015, da região próxima ao reservatório de Furnas, foram obtidos através Sistema Integrado de Dados Ambientais (SINDA) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), onde se encontra registrado sob o número 32526 (os dados estão

disponibilizados em <http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/SITE/novo/site/index.php>). A Plataforma de Coleta de Dados (PCD) está localizada no município de Machado, cerca de 90 km de distância da porção central do Reservatório da UHE de Furnas. Apesar da distância geográfica entre a área de estudo e a área tomada como referência para o regime de precipitação, ambas estão localizadas na Mesorregião Sul/Sudoeste de Minas e possuem clima tropical de altitude, segundo a classificação de Köppen-Geiger. A fim de conseguir valores de precipitação que pudessem ser relacionados com o período das amostragens limnológicas, foi utilizada a média mensal da precipitação em cada um dos meses de coleta.

A característica da dinâmica do reservatório utilizada como referência direta para a influência da precipitação sob o ecossistema aquático foi o volume útil. Os dados de volume útil do reservatório de Furnas durante o período de realização das amostragens limnológicas foram obtidos através do site do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), estando estes disponíveis em http://www.ons.org.br/historico/percentual_volume_util.aspx.

Análise dos dados

Primeiramente, a fim de verificar a premissa de relação direta entre a precipitação mensal da região e o volume útil do reservatório, foi utilizada uma correlação de Spearman entre as médias mensais de ambas as variáveis nos meses de coleta. Feito isso, a presença e a força de associação entre o volume útil do reservatório e as variáveis limnológicas mensuradas, em cada um dos pontos de coleta, ao longo de todo tempo amostral, foram detectadas através de correlações de Spearman. Para avaliar a variabilidade das variáveis correlacionadas com o volume útil do reservatório ao longo do tempo, em cada um dos pontos amostrais, foi calculada a amplitude dos valores das variáveis limnológicas previamente correlacionadas com o volume útil, em cada um dos anos. Para cada uma das variáveis ambientais, os anos foram categorizados, com base nas informações disponibilizadas pela “World Meteorological Organization” (2013), como

aqueles em que não ocorreram eventos climáticos atípicos (TP) e anos em que ocorreram eventos climáticos (ATP). Posteriormente, foi realizado um teste de Mann-Whitney para verificar se houve diferenças entre a amplitude das variáveis em cada um desses períodos. Todas as análises estatísticas e gráficos foram realizadas pelo software GraphPad Prisma® 5.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Influência da precipitação média mensal sobre o volume útil do reservatório

Foi verificada uma correlação estatisticamente significativa entre a média da precipitação da região, nos meses em que as coletas foram realizadas, com a porcentagem do volume útil do reservatório ($p=0,037$; $R=0,371$; $n=31$). Apesar da tendência detectada de aumento no nível do volume útil do reservatório com o aumento a precipitação média mensal da região, foram detectadas algumas peculiaridades, em função de eventos climáticos atípicos (Gráfico 1).

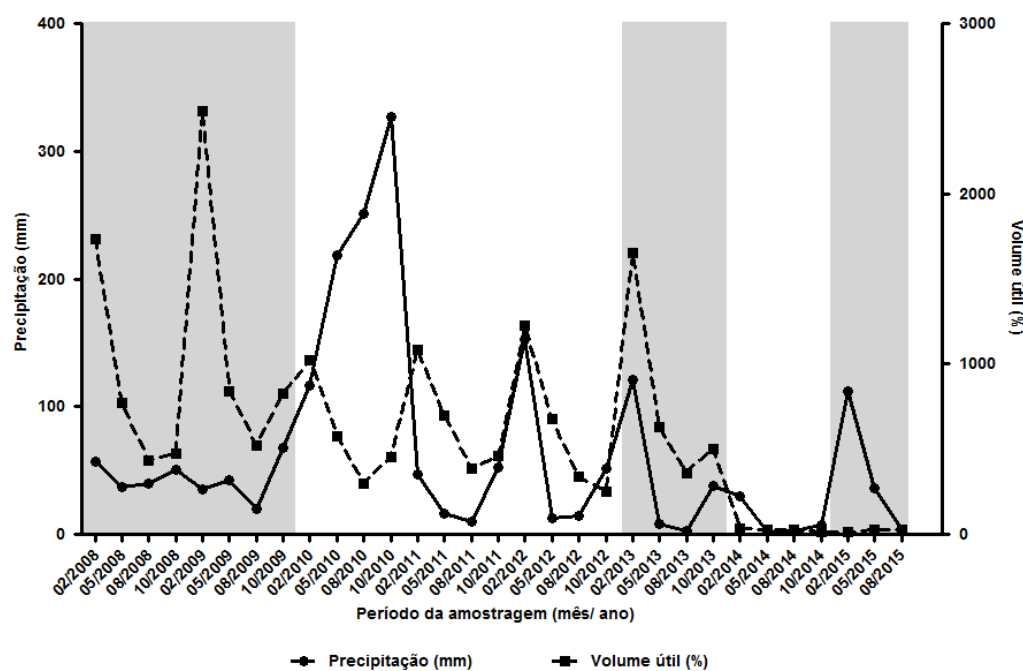


Gráfico 1. Série temporal da precipitação média mensal (linha cheia) e do volume útil do reservatório (linha tracejada) de Furnas durante o período amostral. Nesta figura, observam-se destacados em cinza os anos cuja

sazonalidade climática típica da região foi mantida, havendo a ocorrência de verões chuvosos e invernos secos. A área em branco indica a ocorrência de eventos climáticos atípicos, que mudaram a sazonalidade no clima da região.

Nos anos de 2008 e 2009, a precipitação teve uma faixa de oscilação relativamente estreita, com picos nos valores do volume útil do reservatório durante os verões e ligeiros declínios nos invernos desses anos. Esse comportamento permite identificar uma sazonalidade no clima típico da região, com verões chuvosos e invernos seca já demonstrada em outros trabalhos (20). Logo em seguida, em 2010, observa-se um período de chuvas intensas, principalmente, nos meses de maio e agosto, historicamente mais secos. Assim, identificou-se um evento climático atípico no regime de precipitação da região, no qual o período seco foi extremamente chuvoso. Dentre os meses do período seco de 2010, a média pluviométrica de maio foi 517% maior que o mesmo mês em 2008 e 582%, em 2009. Em agosto, por exemplo, choveu 627% acima da média do mesmo período em 2008 e, 283% em 2009. Já em outubro, a média da precipitação foi 644% superior a 2008 e 481%, a 2009. Essas mudanças na característica do período seco de 2010 da região do reservatório pode ser entendida pela influência do fenômeno *El Niño*, que influenciou o aumento das chuvas em cerca de 15% neste ano (IGAM, 2014). Apesar do grande volume de chuvas em 2010, o volume útil do reservatório de Furnas respondeu de maneira inversa, reduzindo a sua capacidade. Esse comportamento aparentemente discrepante do padrão geral de correlação diretamente proporcional entre o volume útil do reservatório e as chuvas da região, anteriormente mostrados neste trabalho, pode ser explicado por diversos eventos passíveis de ocorrência no reservatório de Furnas, como: i) aumento da evaporação da massa d'água do reservatório, não compensada pelo aporte hídrico das chuvas 3; 6; 26) abertura das comportas do reservatório para o transporte da massa d'água para o reservatório subsequente (sistema cascata), resultando em um menor tempo de residência da água e, conseqüentemente, um menor volume útil; iii) agrupamento das chuvas em um curto espaço de tempo, fazendo com que a carga d'água

não fosse direcionada para o reservatório através de fatores como a área, forma, permeabilidade, capacidade de infiltração e topografia da bacia (25). Acredita-se que esta última possibilidade seja a mais parcimoniosa para explicar os resultados observados, e, além disso, não foram avaliados parâmetros climáticos e/ou informações sobre o funcionamento do reservatório que sugiram a ocorrência dos demais eventos. Segundo Tucci (1993), chuvas com grande volume e curta duração atingem o solo e infiltram rapidamente, aumentando a recarga subterrânea, que se encontrava escassa. Portanto, caso o volume do reservatório dependa, principalmente, do escoamento superficial, as chuvas de 2010 podem ter contribuído para a recarga subterrânea, mas podem não ter encharcado o solo a ponto de haver aporte hídrico para os cursos do reservatório. Considerando-se também a possibilidade dos níveis do reservatório serem majoritariamente influenciados pela recarga subterrânea, as modificações nos sistemas de drenagem, causadas pela urbanização, resultam em uma área impermeabilizada maior, onde a velocidade do escoamento superficial direto aumenta, assim deteriorando os cursos receptores da carga pluvial.

O mesmo fenômeno atmosférico que alterou o regime de precipitação de 2010, também afetou 2011, porém, de maneira oposta. Após um ano extremamente chuvoso, 2011 foi um ano seco, havendo uma redução na média da precipitação anual de aproximadamente 250% em relação ao ano anterior. Em 2012, ocorreu uma leve queda no volume útil do reservatório, causada pelos efeitos cumulativos dos eventos climáticos atípicos nos anos anteriores e, possivelmente, pelos meses subsequentes ao verão deste mesmo ano, os quais foram mais secos que a média dos anos anteriores (11). O ano de 2013 não apresentou anomalias na precipitação, havendo inclusive a sazonalidade característica do clima da região. Além disso, 2013 foi um nítido exemplo da correlação positiva encontrada entre a precipitação da região e o volume útil do reservatório. Em 2014, o reservatório apresentou grande queda em seu volume útil, sendo acarretada pela sua falta de chuva no verão – que, historicamente, mostrou-se como uma

importante forma de recarga do ambiente aquático –, como também em todo o restante do ano (5). Em 2014 todas as regiões abrangidas pela bacia do rio São Francisco no Estado de Minas Gerais, onde a área deste estudo se encontra, foram verificadas médias pluviométricas do período chuvoso 39% menores do que aqueles referentes aos anos anteriores (11). Mesmo sendo considerado um ano sem a ocorrência de eventos climáticos atípicos (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, 2013), as chuvas 2013 não foram suficientes para recuperar o nível do volume útil do reservatório, tendo em vista a seca sofrida 2012. Esses resultados obtidos corroboram os resultados encontrados por Getirana (2015) que, através de monitoramento via satélites espaciais, detectou um déficit hídrico no Brasil entre os anos de 2012 a 2014. Entre as principais causas desse fenômeno estão a restrita distribuição, intensidade e volume das chuvas, fatores geográficos associados à dinâmica da circulação atmosférica regional e os fenômenos (16).

De maneira geral, nota-se que os níveis mais atuais do volume útil do reservatório de Furnas são um produto direto não só da quantidade da precipitação regional, como também da influência de outros eventos climáticos. Portanto, para um entendimento claro sobre as razões que determinam o volume de um reservatório é necessária uma análise temporal dos fatores capazes de influenciá-lo.

Influência do nível do volume útil do reservatório sobre as variáveis limnológicas

A influência das flutuações sazonais dos níveis d'água nas características limnológicas de reservatórios já foi verificada em trabalhos prévios, como, por exemplo, Naselli-Flores & Barone (2005). No reservatório de Furnas, dentre as variáveis mensuradas em cada um dos pontos amostrais, aquelas que se correlacionaram com o volume útil do reservatório no ponto BG019 foram a condutividade ($p < 0,001$; $R = -0,89$), a concentração de nitrato ($p < 0,000$; $R = -0,57$), pH

($p=0,004$; $R=-0,89$), concentração de sólidos dissolvidos totais ($p=0,05$; $R=0,40$) e turbidez ($p<0,000$; $R=0,65$; Tabela 1). No ponto BG051 as variáveis correlacionadas foram a cor da água ($p=0,008$; $R=0,59$), concentração oxigênio dissolvido ($p=0,002$; $R=-0,51$), pH ($p<0,000$; $R=-0,59$), temperatura ($P<0,000$; $R=0,68$) e turbidez ($p<0,000$; $R=0,67$; Tabela 2).

Tabela 1. Resultados das correlações significativas de Spearman entre as variáveis limnológicas mensuradas no ponto BG019 e o volume útil do reservatório de Furnas, onde este se situa.

Variáveis limnológicas	Coeficiente Spearman	Valor de p	Coeficiente de determinação	Observações (n)
Condutividade	-0,89	0,000	79,21%	31
Nitrato	-0,57	0,000	32,49%	31
pH	-0,49	0,004	24,01%	31
Sólidos Dissolvidos Totais	0,40	0,05	16%	24
Turbidez	0,65	0,000	42,2%	31

Tabela 2. Resultados das correlações significativas de Spearman entre as variáveis limnológicas mensuradas no ponto BG051 e o volume útil do reservatório de Furnas, onde este se situa.

Variáveis limnológicas	Coeficiente Spearman	Valor de p	Coeficiente de determinação	Observações (n)
Cor	0,59	0,008	34,81%	18
Oxigênio Dissolvido	-0,51	0,002	26,01%	31
pH	-0,59	0,000	34,81%	31
Temperatura	0,68	0,000	46,24%	31
Turbidez	0,67	0,000	44,89%	31

A diferença entre a identidade das variáveis limnológicas correlacionadas com o volume útil do reservatório dos pontos estudados, certamente, foi influenciada pela porção do reservatório onde estes estão localizados. Estudos prévios já mostraram que, dentro de um mesmo reservatório, podem haver diferenças entre as características limnológicas de diferentes pontos, em virtude das zonas horizontais de repartição do ambiente (18). Ressalta-se que o reservatório de Furnas possui ampla área de drenagem e, por conseguinte, possui grandes

possibilidades de haver peculiaridades entre as variáveis limnológicas entre suas zonas de compartimentalização. Apesar das características ambientais aos locais de amostragem, tanto o pH quanto a turbidez foram correlacionadas com o volume útil do reservatório em ambos os pontos de coleta (Gráfico 2). O pH se mostrou negativamente correlacionado com o volume útil, havendo uma tendência de acidificação conforme o aumento do volume útil (Gráfico 2.A e Gráfico 2.B). Já a turbidez, mostrou um certo aumento conforme o aumento no volume útil. Possivelmente, o pH e a turbidez respondem a uma mesma modificação ambiental gerada pelo aumento do volume útil: a entrada de matéria orgânica de origem terrestre no ambiente aquático. Como mostrado anteriormente, períodos de maiores níveis de volume útil tendem a estar associados aos períodos mais chuvosos. Uma das consequências das chuvas é o carreamento de matéria orgânica alóctone para os ambientes aquáticos que, com a entrada de matéria orgânica pode causar um aumento da turbidez das águas do reservatório e, além disso, viabiliza uma maior quantidade de substrato orgânico a ser decomposto no ecossistema aquático (4). Um dos produtos finais da decomposição da matéria orgânica é o dióxido de carbono que, em meio aquoso, reage e libera íons H^+ - o que, por sua vez, acidifica o ambiente aquático. A resposta semelhante no comportamento dessas variáveis pode ser uma inferência do comportamento das características ambientais do reservatório como um todo. Contudo, faz-se necessário um maior número de comparações com diferentes pontos de amostragens no reservatório de Furnas para confirmar a consistência desse padrão.

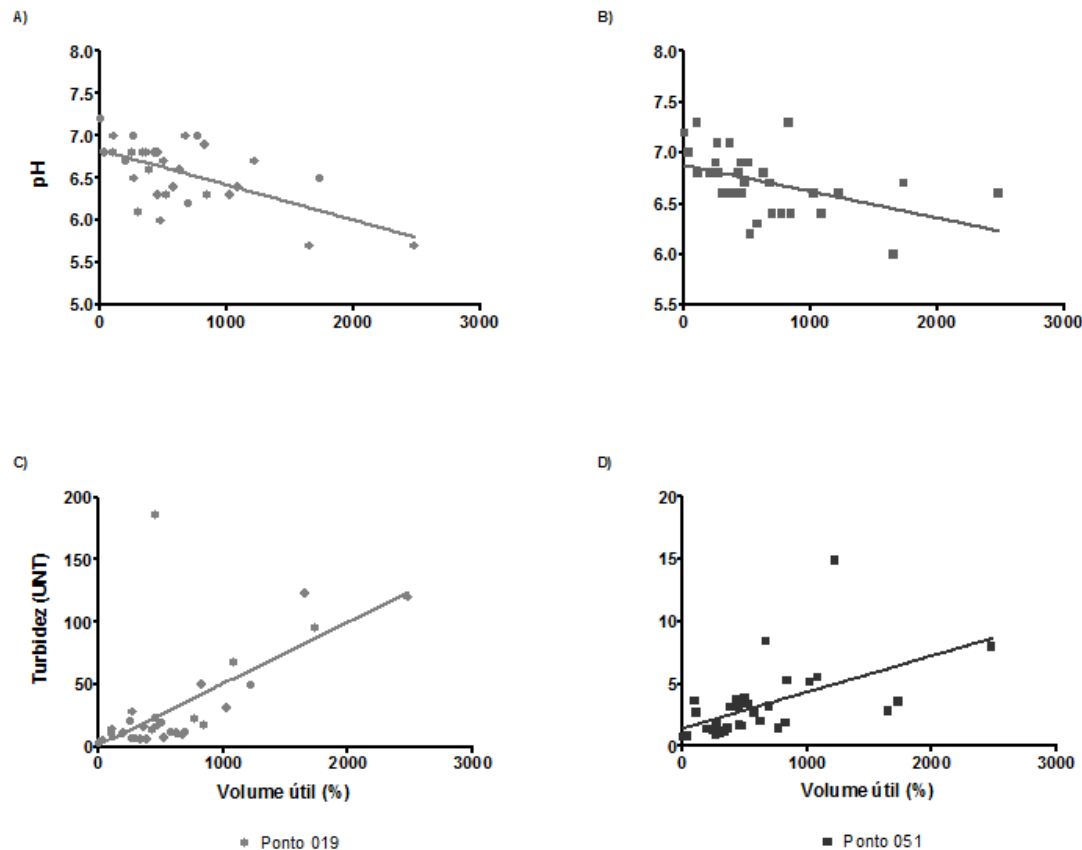


Gráfico 2. Variáveis correlacionadas com o volume útil do reservatório em ambos os pontos de amostragem.

A variabilidade ambiental durante eventos climáticos atípicos

O teste de Mann-Whitney não detectou diferenças significativas entre as amplitudes dos períodos de clima característico da região e aqueles em que ocorrerão eventos climáticos atípicos. Dessa forma, pode-se concluir que, mesmo que, em alguns anos as amplitudes de certas variáveis limnológicas sejam bem superiores às demais, estas ainda não representam o comportamento médio do período de clima atípico. Portanto, não foi possível detectar a influência do nível do volume útil sobre a variabilidade de certas variáveis ambientais, o que sugere uma forte tendência do reservatório de Furnas em “tamponar” as variações em certos parâmetros limnológicos. Tal capacidade de tamponamento pode ser justificada pela área do reservatório em questão. Reservatórios menores tendem a sofrer maior influência de fatores externos do que reservatórios

de maior área, volume e profundidade. Isto é, em reservatórios menores, eventos externos, de reduzida magnitude, devem proporcionar maiores alterações nas características físicas, químicas e biológicas da massa d'água do que esse mesmo evento atuando em reservatórios maiores (10), como é o caso do reservatório de Furnas.

CONCLUSÕES

O volume útil do reservatório de Furnas foi positivamente correlacionado com a média da precipitação da região, foram observadas algumas peculiaridades nesta relação durante períodos de eventos climáticos atípicos. Os dois pontos amostrados no reservatório tiveram diferenças entre as variáveis limnológicas influenciadas pelo nível do volume útil, contudo, duas delas, a turbidez e o pH, estiveram positiva e negativamente, respectivamente, correlacionadas com volume útil em ambos os pontos. Acredita-se que, apesar dos poucos pontos amostrais, esse resultado foi encontrado devido à entrada de matéria orgânica de origem terrestre no ambiente aquático, que aumenta a turbidez na coluna d'água e aumenta a disponibilidade de matéria orgânica para decomposição, que reduz o pH do meio aquoso. Em relação à influência do nível do volume útil sobre a variabilidade das variáveis limnológicas, previamente verificadas como associadas a esta primeira variável, não foi encontrado nenhum resultado significativo entre os valores de amplitude referentes aos períodos de clima típico e atípico – o que sugere uma considerável capacidade de tamponamento do reservatório de Furnas em suas condições ambientais frente a eventos climáticos anômalos.

ABSTRACT

In lentic environments the oscillations of the water level can alter the physical-chemical characteristics of the ecosystem. The water supply of rainfall is a determinant factor for the useful volume and, therefore, changes in its regime affect it directly. The objectives of this study were: to evaluate the influence of the Furnas HPU level on its limnological parameters and, as changes in VU can affect the variability of its variables, in years with typical climatic characteristics of

the region (TP) and atypical (ATP). Limnological data of two points BG019 (p1) and BG051 (p2) were used between 2008 and 2015, obtained from databases provided by competent environmental agencies. Spearman correlations were made for each point between the VU percentage and the following variables: chlorophyll a concentration, total and fecal coliforms, conductivity, color, calcium carbonate, COD, fecal streptococci and total phosphorus, nitrate concentrations, nitrite, organic nitrogen, ammoniacal nitrogen, dissolved oxygen, soluble potassium, total dissolved solids, total suspended solids, total solids, pH, turbidity and temperature. It was also calculated the amplitude of the variables correlated with the VU and also its variabilities, classifying the sampling years according to the occurrence of climatic events (TP and ATP). The Mann-Whitney test was performed to verify if there were differences between the variable variables for each period, and the variables associated to the VU in both points of all worked out were: pH p1: (R = -0.89; P = (R = 0.67, P = <0.000), p2: (R = -0.59, P = <0.000) and turbidity p1: (R = 0.65, P = .000). No significant differences were detected between TP and ATP climate periods through parameter variability; (p = 0.01), p2: (U = 6.0, P = 0.66), turbidity p1: (U = 7.0, P = 0.88), p2: (U = 3.0, P = 0.20). This result suggests a tendency of the Furnas reservoir to "buffer" the environmental variations, justified by its large extension and water volume.

Keywords: limnological variables; Water level fluctuations, Furnas HPP reservoir.

REFERÊNCIAS

- 1 - ALAGO. Associação dos municípios do lago de Furnas. Disponível em: <<http://www.alago.org.br/?act=pagina&page=apresentacao>>. Acessado em: 01 de set. 2016
- 2 - BRASIL. Congresso Nacional. **Lei Nº 12.527, 18 de Novembro de 2011.** Regulamento Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei no 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei no 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei no 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências.
- 3 - BRUTSAERT, W., *Evaporation Into the Atmosphere*, Kluwer Acad. Norwell, Mass., 1982.
- 4 - CETESB. 2009. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo de 2008.**
- 5 - CPTEC/INPE, 2016. Disponível em: <<http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/SITE/novo/site/index.php>>. Acessado em: 29 de ago. 2016.
- 6 - CURTARELLI, M. P.; ARAUJO, C. A. S.; ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A. Estimativa da taxa de evaporação em um reservatório tropical a partir de dados orbitais obtidos pelo sensor MODIS. Foz do Iguaçu. Anais... São José dos Campos: INPE, 2013. p. 5808-5815. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet), 978-85-17-00065-2 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW34M/3E7GBPE>>. Acesso em: 18 ago. 2016.
- 7 - GERALDES A. M.; BOAVIDA, M. J. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 2005; 10:59–69. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2005.00257.x.
- 8 - GETIRANA, A. 2015: Extreme water deficit in Brazil detected from space. *J. Hydrometeor.* DOI:10.1175/JHM-D-15-0096.1, in press.

- 9 - HENRY, R. 1990. **Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica**. Botucatu: UNESP, 242p. (Tese de Livre-Docência)
- 10 - IGAM. 2014. Relatório hidrometeorológico período chuvoso 2014/2015. SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.
- 11 - LEIRA, M. & CANTONATI, M. 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. **Hydrobiologia**
- 12 - LEIRA, M.; FILIPPI, M. L.; CANTONATI, M. Diatom community response to extreme water-level fluctuations in two Alpine lakes: a core case study. **J Paleolimnol** (2015) 53:289–307
- 13 - NASELLI-FLORES, L. & BARONE, R. Water-Level Fluctuations in Mediterranean Reservoirs: Setting a Dewatering Threshold as a Management Tool to Improve Water Quality. **Hydrobiologia** (2005) **548**: 85.
- 14 - IPCC, 2007, “Summary for policymakers”. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (eds), **Climate change 2007: the physical science basis**. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, pp. 1-18, Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- 15 - NASA. 2010. Disponível em: <https://science.nasa.gov/science-news/science-at-nasa/2010/>. Acessado em 15 de ago. 2016.
- 16 - ONS. Operador Nacional do Sistema Elétrico. Disponível em: <http://www.ons.org.br/historico/>. Acessado em 29 de ago. 2016.
- 17 - RIBEIRO-FILHO, R. A. Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas. Thesis (Doctoral) - Escola de Engenharia de São Carlos, 2006.
- 18 - RULL DEL AGUILA, L. M. 2001. **Gradiente trófico no Rio Sapucaí (reservatório de Furnas- MG): relação com a distribuição do zooplâncton e os usos do solo**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 75 p. (Dissertação de Mestrado em Ecologia).
- 19 - SILVA, L. C. **Variação especial e temporal da diversidade e biomassa da comunidade zooplanctônica do reservatório da UHE de Furnas-MG, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – UFSCar – São Carlos, 2011.
- 20 - PINTO-COELHO et al., 2002. **Fundamentos em ecologia**. 1ª reimpr. rev. Porto Alegre, Artmed, 525p.
- 21 - ZOHARY, T. & OSTROVSKY, I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. **Plenary Lectur**, 2011.
- 22 - WELTZIN, J. F.; LOIK, M. E.; SCHWINNING, S.; WILLIAMS, D. G.; FAY, P. A.; HADDAD, B. M.; HARTE, J.; HUXMAN, T. E.; KNAPP, A. K.; LIN, G.; POCKMAN, W.T.; SHAW, R.; SMALL, E. E.; SMITH, M.D.; SMITH, S. D.; TISSUE, D. T. & ZAK, J. C., 2003, “Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation”, **BioScience**, v. 53, n. 10, pp. 941-952.
- 23 - TUCCI, C. E. M. 2000, Hidrologia: Ciência e Aplicação, 1ª edição, ABRH.
- VILLELA, S. M. & MATTOS, A. 1975, Hidrologia Aplicada,. Editora Mc Graw Hill, São Paulo 245p.

- 24 - VERBURG, P.; ANTENUCCI, J. P. Persistent unstable atmospheric boundary layer enhances sensible and latent heat loss in a tropical great lake: Lake Tanganyika. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, Washington, v. 115, p. 1-13, 2010
- 25 - WHITE, M. S.; XENOPOULOS, M. A.; HOGSDEN, K.; METCALFE, R. A.; DILLON, P. J. 2008. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. **Hydrobiologia**. 613:21-31.
- 26 - WMO. *World Meteorological Organization*. EL NIÑO/LA NIÑA UPDATE, 2013

THE SAND-LIZARD *Liolaemus lutzae* (Mertens, 1938) MONITORING AT PRAIA DAS NEVES, ESPÍRITO SANTO STATE, BRAZIL

*Alexandre Fernandes Bamberg de Araujo¹, Professor, Animal Biology Department, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (DBA-UFRRJ) (afbaraujo@gmail.com)

Manuela Rodrigues Teixeira², Undergraduate student, Faculty of Biology, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ) (manuelarodri.mr@gmail.com)

Leonardo Calandrini Bruno², Undergraduate student, Faculty of Biology, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ) (leonardocalandrini@gmail.com)

Diego Pinto Marcelino², Undergraduate student, Faculty of Biology, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ) (diegomarcel.bio@gmail.com)

Bruno Batista Cassiano², Undergraduate student, Faculty of Biology, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ) (bruno.biologia.ufrj@gmail.com)

Rian Carvalho Campos², Undergraduate student, Faculty of Biology, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ) (riancarvalhocampos@gmail.com)

1. Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 23890-000, Brazil.

2. Curso de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ICBS-UFRRJ)

* Corresponding author: Alexandre Fernandes Bamberg de Araujo (afbaraujo@gmail.com)

ABSTRACT

The sand-lizard *Liolaemus lutzae* MERTENS, 1938 (Squamata: Liolaemidae) is a small white lizard, restricted to the dunes of the coast of Rio de Janeiro State. This endemic “sit-and-wait” lizard occurs along beaches, from Restinga de Marambaia to Cabo Frio. As a management experiment in 1986, 51 sand-lizards were introduced in Praia das Neves, municipality of President Kennedy, ES. Researchers monitored the introduced population at different times, since 2003 (graduate in Biology and post-graduate programs in Ecology and Animal Biology, UnB and UFRRJ). FNMA financed the first organized effort (2007-2008). Continuing monitoring ten years later, we evaluate the success of the introduction of *L. lutzae*, investigating the distribution in this new location and the relationship with niche neighbors and predators. We also seek to assess the importance of Praia das Neves for conservation. We sampled six of the seven habitats studied in the first monitoring effort (97 records). Sand lizards occur only in the habitat “Beach”, all in dunes along the shore, confirming niche conservatism. In this new effort (2017-2018), we recorded also the wall-gecko *Hemidactylus mabouia*, invasive species, and native species *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Psycosaura macrorhyncha*, *Brasiliscincus agilis* and *Gymnodactylus darwinii*. We also recorded traditional predators: ghost-crab *Ocypode quadrata*, the crested-hawk *Caracara plancus*, the burrowing owl *Athene cunicularia*, the aní-black bird *Crotophaga ani*, and the green-serpent *Philodryas patagoniensis*. Considering the lizard and Restinga habitat richness, including endemic and threatened of extinction species, we register higher importance for biological conservation.

Key-words: lizard community, behavior, habitat selection, Restinga.

INTRODUCTION

The white sand-lizard *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, is a small, beach dune habitat-specialist (17). The species is critically endangered (18; 19; 20). The natural populations are restricted to the beaches of Restinga da Marambaia to Cabo Frio, Rio de Janeiro State, Brazil (20). In one site (21°15'21,65''S; 40°55'29,67''O), 51 sand-lizards were experimentally introduced in a unique site (Site 0, Figure 1) in the sandbar system ("Restinga") at Praia das Neves (Mun. Presidente Kennedy - ES), January 1986 (22), valuing ecologically all the region (6; 10).

Praia das Neves is dominated by almost 67 km² of an extensive "Restinga" vegetation in the mouth of Itabapoana river (4). This area is located on border between two major faunal regions, or two biogeographical provinces, the North and South parts of the corridor system of Serra do Mar, in the Atlantic forest (19).

Whereas the sand-lizard can take the ecological role of invasive species, spreading through the region and bringing risks of extinction for resident species, this study seeks to evaluate the sand-lizard potential settler in Praia das Neves, monitoring population distribution and interactions with other lizard species. Comparing lizard habitat selection, we target species under threat of local extinction and with greatest invader potential. We also accumulate data distribution of lizards and predators for future studies of ecological niche modeling and predation pressure.

MATERIALS AND METHODS

Maintaining the monitoring project of the sand-lizard introducing experiment, we compare old and new distribution data of the lizard species at Praia das Neves. Old data were taken between April 2007 and December 2008 (project "Management of the Sand-Lizard",

FAPUR/MMA Convênio, SISBIO proc. 13980). During this first period (2007-2008), researchers registered lizard species and their potential predators at Praia das Neves in 26 field expeditions (3 to 30 days), totaling 123 days of sampling effort (1). They focused different habitats of Restinga, following a spatial heterogeneity gradient: simple lizard habitats along the coast, increasing spatial heterogeneity to the interior (especially vegetation density, see Braz *et al.*, 2013). They registered the lizard species, location (geoposition), microhabitat use and behavior, employing diurnal and nocturnal “active search” (14). In 2008, pitfall traps were installed following Gansbury & Colli (2002), in nine sites (8 by site): four in the “Beach” (Sites 1, 7, 8 and 9) on the border of scrubs, and five (Sites 2 to 6) in the Restinga interior (Figure 1). Two expeditions of 30 consecutive days maintained traps open, increasing the chance of capturing small lizards, or nocturnal: traps of each site was open at least 20 days without rain, 10 during the rainy season (February to March) and 10 in the dry season (July-August).

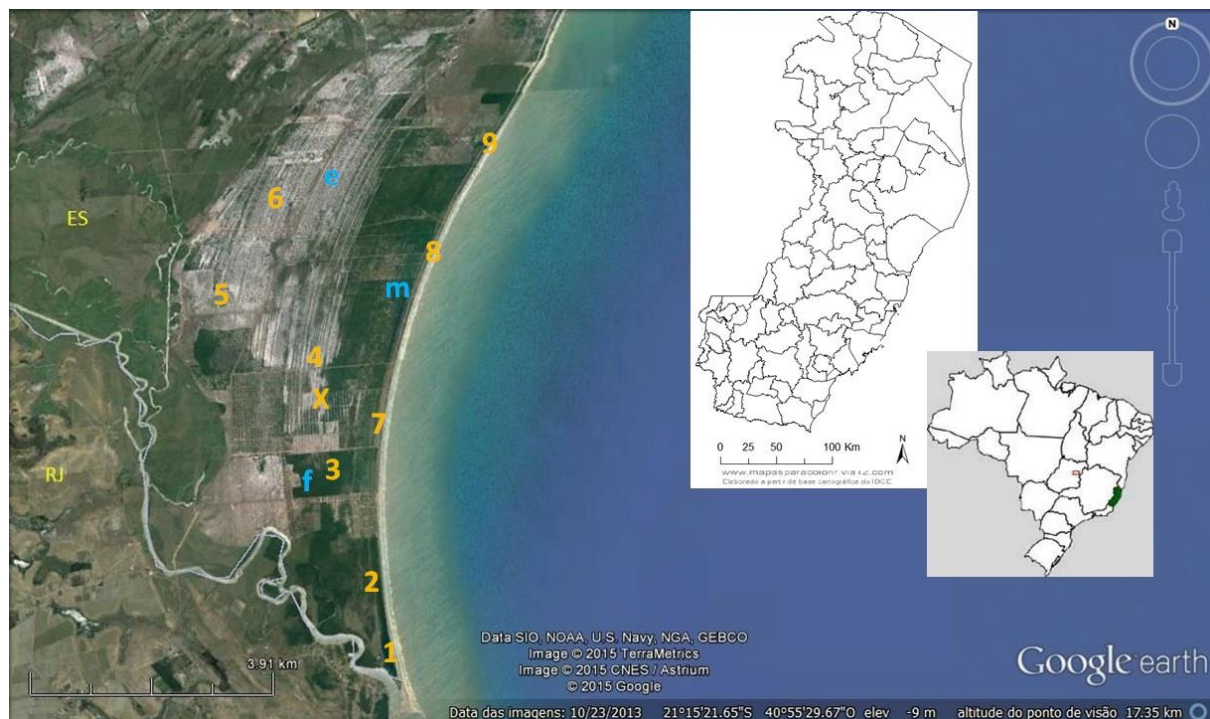


Figure 1. Modified from Araujo *et al.* (2015). Lizard Habitat (in blue) and sampling sites (in orange) located in Praia das Neves, Espírito Santo (satellite image, GOOGLE EARTH 2008). Sites 1, 7, 8 and 9 installed in “Post-Beach Scrubs”, the ecotone of “Beach” with “Dense Scrubs” (m). Sites 4, 5 and 6 sampled as “Sparse Scrubs” (e). Site 2 sampled “Dense Scrubs” and Site 3 installed inside “Woody Restinga” (f). Site X (“Sparse Scrubs”) located the disassemble scrub experiment.

We provide new data ten years after, totaling 21 working days (April 28-30, June 23-25, September 28-30, December 1-3, 2017, February 20-22, March 13-15, April 13-15, 2018). In the new effort, we done only active search, in areas of about 100 m around sites considered with greater chance of finding lizards, especially the sand-lizard. We choose these sites based in lizard species abundance and distribution in the first effort. We registered only identified lizards (species identification is easy among these lizards), and located with GPS GARMIN ETREX LEGEND®. We confirm lizard locations and habitat uses with Google Earth PRO® (image date: December-13, 2015). We retained only lizard photos and videos. When captured, we sexed, sized (CRL) and released immediately the lizard in the same place we caught. As the effort was not equal between seasons and between sites, we used rarefaction curves and diversity indexes (PAST 3.01®) for habitat comparisons. We compute the basic statistics and Discriminant Analysis using SYSTAT 11.0®. We choose Discriminant Analysis because of the Type II error (Mihalovič, 2016). We run null models of niche overlap for pairs of lizard species using EcoSim 7.0®.

RESULTS AND DISCUSSION

Table 1 presents a summary of habitat use of the 2007-2008 data revised (“Beach” and “Post-Beach Scrubs”, Araujo *et al.*, 2015; interior habitats, Fiuza, 2012). In this period, the monitoring effort registered 925 lizards, representing 10 species of eight families living in the Restinga at Praia das Neves. First in the spatial heterogeneity gradient, “Beach” is a grass-field covering the sand dunes of the beach, followed by the neighbor scrubby “Post-Beach Scrubs”. To the interior, three sites sampled a more complex open and sparse scrubby vegetation (“Sparse Scrubs): “Pasture” (Site 5, heavy human use), “Allotment” (Site 4, old lots covered with sparse scrubs) and “Church” (Site 6, sparse scrubs around an old Jesuitical colony). “Dense Scrubs” (Site 2), shaped by secondary succession of the “Woody Restinga”, is more spatially

heterogeneous, tall scrubs contact each other, forming dense vegetation walls as a labyrinth. Last in the end of the spatial heterogeneity gradient, the “Woody Restinga” (Site 3) is a dry forest with ground covered by bromeliads.

Tropidurus torquatus (Wied-Neuwied, 1820) is a “sit-and-wait” territorial lizard considered “habitat-generalist” and the most abundant Restinga lizard (1). The “wall-gecko” *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818) introduced from Africa during Portuguese colonization (Vanzolini, 1978) has the greatest niche breadth. His nearest niche neighbor is the endemic and rare forest-gecko *Gymnodactylus darwinii* (Gray, 1845), not recorded in “Beach” and “Pasture” habitats. As *H. mabouia*, the “active-forager” and “habitat-generalist” *Ameiva ameiva* (Linnaeus, 1758) use all sites (Table 1).

Two scincid lizards colonize Restinga habitats, in low densities. *Brasiliscincus agilis* (Raddi, 1823) use all habitats, while *Psychosaura macrorhyncha* (Hoge, 1946) is absent in the “Beach”. The arboreal polychrotid *Anolis fuscoauratus* (D’Orbigny, 1837) and the fossorial gymnophthalmid *Ecpleopus gaudichaudii* Duméril & Bibron, 1839 are restricted to the forest fragment (“Woody Restinga”). Increasing species richness, *Liolaemus lutzae* distributed only along the “Beach” habitat, suggesting niche conservatism (24).

Rarity is not necessary habitat restrictions or strong habitat selection. We feature a single record of direct observation of the wild-forager blue “tegu” lizard *Salvator merianae* (Duméril & Bibron, 1839), in “Dense Scrubs”. However, the biggest lizard of South America is not habitat-specialist. We observed footprints in the interior Restinga, suggesting a larger space niche, as expected to the biggest lizard of South America. In this study, traces of a tegu, followed by almost 1 km, crossed “Sparse Scrub” and “Dense Scrubs”. We also noticed footprints of this lizard on trails of the “Woody Restinga”.

We calculated rarefaction curves (Figure 2) of the first monitoring effort of the sand-lizard (2007-2008). Sustaining eight species, “Woody Restinga” is the richer habitat studied, followed by “Dense Scrubs” (7 spp.), “Post-Beach Scrubs” (6 spp.), “Beach” (5 spp.), “Allotment” (4 spp.), “Church” (4 spp.) and “Pasture” (3 spp.). We observed similar results when comparing the diversity indexes (Table 1). “Woody Restinga” presented the biggest values of Shannon and Equitability diversity indexes, as expected for the biggest spatial heterogeneity.

Very common in Restinga (2; 25), the “Sparse Scrubs” habitat is spread at Praia das Neves (Sites 4, 5, 6), but sustains only four lizard species. In “Allotment” (Site 4), we have *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Hemidactylus mabouia* and the endemic and rare forest-gecko *Gymnodactylus darwinii*. The high abundance of these first three species is effect of their strong capacity for colonization of environments altered by man. In other hand, rare in man-disturbed habitats, *G. darwinii* is able to resists in “Pasture” (Site 5), into bromeliads (see Table 1). We noted the absence of species of two families, Polychrotidae and Gymnophthalmidae, in this open scrubby Restinga habitat, while there is a great “species pool” in the Atlantic Forest of the surroundings. These families are very common in open vegetation of Cerrado (Colli *et al.*, 2002). We agreed that the recent history of Restinga vegetation explains this “empty niches”.

Table 2 presents Niche Overlap indices calculated using EcoSim 7.0 (1000 iterations, Resource State= Equiprobable, Randomization= Algorithm 2, Niche Breadth = Relaxed, Zero States= Retained). Majority of space overlap indexes are high. Running EcoSim “Niche Overlap” routine, the observed index is significantly greather than average simulated index ($\phi_{\text{obs}} = 0.02$, $\phi_{\text{exp}} = 0.00$, variance= 0.00, $p_{\text{obs}} \leq p_{\text{exp}} = 1.00$, $p_{\text{obs}} \geq p_{\text{exp}} = 0.00$), suggesting low competition effect. Focusing the two major niche breadths, *Tropidurus torquatus* and *Hemidactylus mabouia* showed great niche overlap values, as expected. Wink *et al.* (2016) suggest a small importance of space partitioning in Restinga lizard communities, compared with food partitioning. Our results

call attention to the geographical scale of community analysis, questioning the importance of habitat richness in the landscape to maintain diverse lizard communities.

Table 1. Records of the lizard species in the Restinga habitats of Praia das Neves. In parentheses, the number of sites sampled by pitfall traps and active search. Symbol “*” refers to active search only. Richness and diversity indexes and the Pianka niche breadth (Bi) presented.

Family/Species	Beach (*)	Post-Beach Scrubs (Sites 1,7,8,9)	Dense Scrubs (Site 2)	Woody Restinga (Site 3)	Allotment (Site 4)	Pasture (Site 5)	Church (Site 6)	Total	Pianka Bi
Tropiduridae									
<i>Tropidurus torquatus</i>	24	270	75	15	84	27	86	581	3.575
Teiidae									
<i>Ameiva ameiva</i>	2	25	4	1	4	1	8	45	2.785
<i>Salvator merianae</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	1.00
Liolaemidae									
<i>Liolaemus lutzae</i>	115	0	0	0	0	0	0	115	1.00
Gekkonidae									
<i>Hemidactylus mabouia</i>	43	49	11	1	11	9	8	132	3.808
Phyllodactylidae									
<i>Gymnodactylus darwinii</i>	0	6	2	3	5	0	10	26	2.747
Scincidae									
<i>Brasiliscincus agilis</i>	6	5	1	2	0	0	0	15	3.428
<i>Psychosaura macrorhyncha</i>	0	1	1	1	0	0	0	3	3.061
Polychrotidae									
<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	0	0	6	0	0	0	6	1.00
Gymnophthalmidae									
<i>Ecpleopus gaudichaudi</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	1.00
Richness (R)	5	6	7	8	4	3	4	925	
Shannon (H')	1.059	0.8144	0.7947	1.533	0.6813	0.6714	0.7955		
Equitability (J)	0.6577	0.4545	0.4084	0.7371	0.4915	0.6111	0.5739		

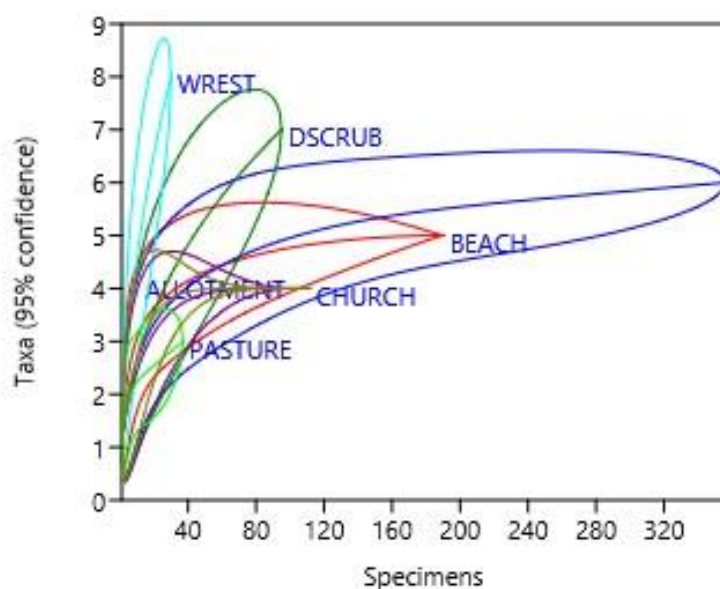


Figure 2. Habitat rarefaction curves (PAST 3.0) of lizard communities sampled in different habitats at Restinga de Praia das Neves (first monitoring, 2007-2008). Habitat abbreviations are: WREST= “Woody Restinga”, DSCRUB= “Dense Scrubs” and “Post-Beach Scrubs”, BEACH= “Beach”, ALLOTMENT= “Allotement”, CHURCH= “Church”, PASTURE= “Pasture”.

Table 2. Niche overlap index (EcoSim 7.0) calculated for all pairs of lizard species studied in the first effort (2007-2008) at Restinga Praia das Neves, ES.

Lizard Species	AMV	SAL	LIO	HEM	GYM	BRA	PSY	ANO	ECP
<i>T. torquatus</i>	0.984	0.243	0.078	0.809	0.763	0.640	0.676	0.049	0.049
<i>A. ameiva</i> (AMV)		0.148	0.074	0.802	0.734	0.653	0.642	0.037	0.037
<i>S. merianae</i> (SAL)			0	0.161	0.152	0.123	0.577	0	0
<i>L. lutzae</i> (LIO)				0.631	0	0.738	0	0	0
<i>H. mabouia</i> (HEM)					0.505	0.932	0.517	0.015	0.015
<i>G. darwinii</i> (GYM)						0.354	0.481	0.227	0.227
<i>Brasiliscincus agilis</i> (BRA)							0.569	0.246	0.246
<i>P. macrorhyncha</i> (PSY)								0.577	0.577
<i>A. fuscauratus</i> (ANO)									1
<i>E. gaudichaudii</i> (ECP)									

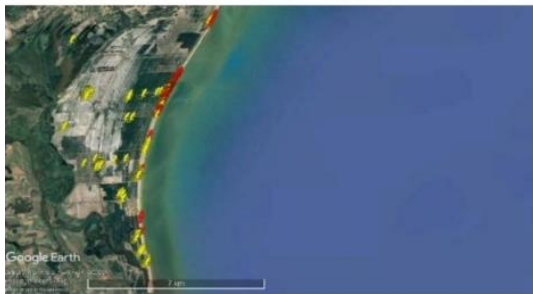
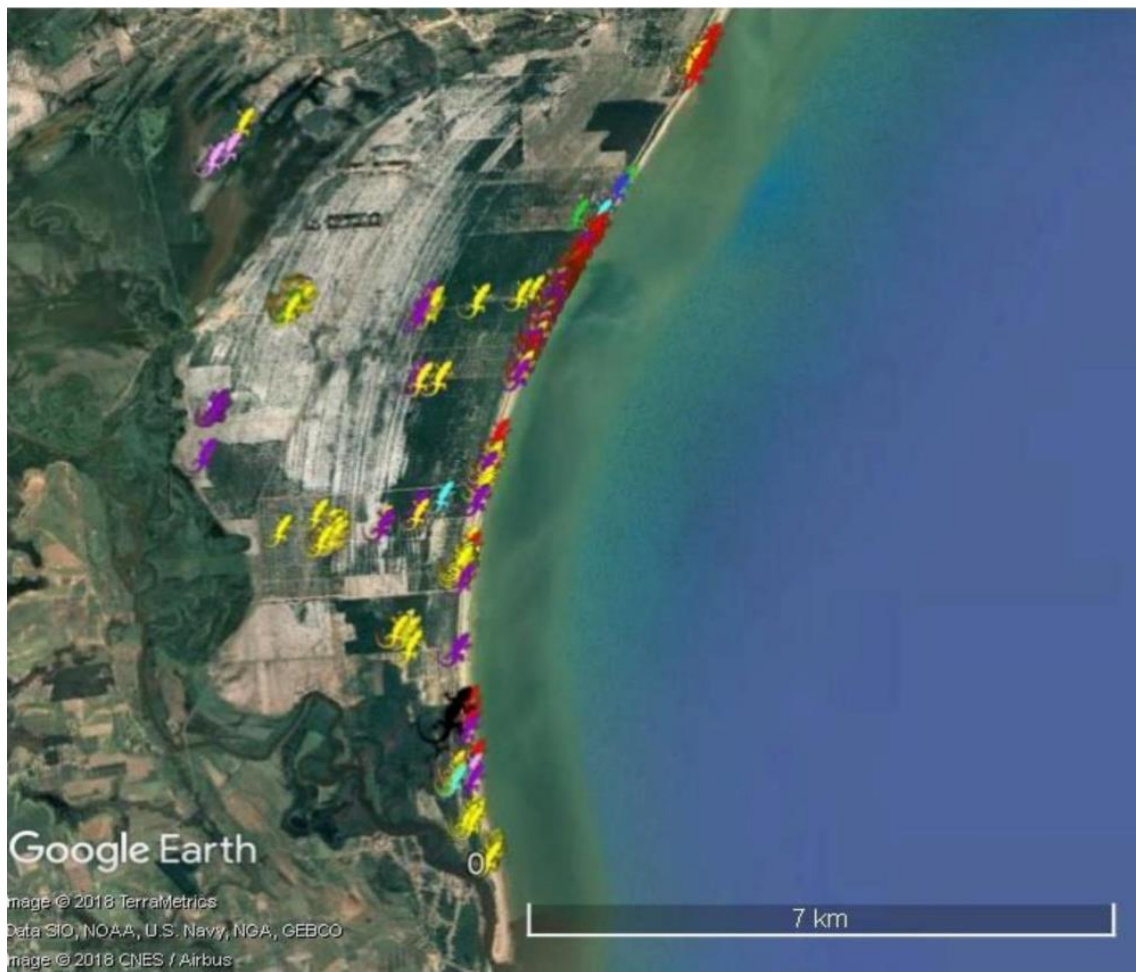


Fig. 3. Lizard species distribution in the Restinga of Praia das Neves. On top, total records. Bellow, locations of *Tropidurus torquatus* (yellow lizards) and *Liolaemus lutzae* (red) left, and *Hemidactylus mabouia* (purple) and *Gymnodactylus darwini* (green) right. Other lizard species are *Salvator merianae* (black), *Psycosaura macrorhyncha* (bright pink), *Brasiliscincus agilis* (blue) and *Ameiva ameiva* (slightly pink). *Anolis fuscoauratus* and *Ecpleopus gaudichaudii* locations are restricted to “Woody Restinga”, and overlapped by other lizard species (images Google Earth 2018).

Figure 3 shows the distribution of the lizard species in the Restinga of Praia das Neves obtained between 2017 and 2018 (97 lizards, left) and the total records (1022 lizards, right). Ten years after, the new monitoring effort recorded seven of the 11 lizard species registered at Praia das Neves, adding the arboreal tropidurid *Strobilurus torquatus* Wiegmann, 1834 (27) to the Restinga lizard community. This arboreal species was first observed in the “Woody Restinga”, in 1989 (9), and studied during 1998 (26). Since 2007, this “habitat-specialist” lizard is not observed in the forest fragment (Site 3, Figure 1), suggesting a local extinction phenomena to be investigated. Until now, in the new monitoring effort, *S. torquatus* was particularly searched in “Woody Restinga” fragments North, without success.

Putting together, the distributions of the two monitoring efforts are not significantly different (Discriminant Analysis, Wilk’s $\lambda = 0.997$; $F = 1.494$; $df = 2, 968$; $p = 0.2249$), suggesting that are similar and can be added to extract more information about lizard habitat selection. Observing their distribution in the satellite image, lizards still colonize all Restinga habitats. However, while some species are abundant, with wide distribution and different habitat use (*Tropidurus torquatus*, *Hemidactylus mabouia*), others may be common, but restricted to only one habitat (e.g. *Liolaemus lutzae*).

Spatial heterogeneity influences the distribution of lizard species (16; 21). Restinga vegetation density regulate lizard richness (5), but other factors, as the area length, proximity and disturbance, can promote “paradoxes” in community structuring. With the smallest spatial heterogeneity, “Beach” habitat supports unexpected five lizard species, a rich lizard community, considering the small spatial heterogeneity. *Liolaemus lutzae* is restricted to the beach sand-dune grass-field (“Beach”) whereas the other neighbor lizard species have broader space niches (habitat-generalists). The proximity of the rich “Post-Beach Scrubs” (Sites 1, 7, 8, 9) can explain the ease access to the beach, which is less than 100 m wide, increasing the local lizard richness.

The fragment of “Woody Restinga”, with a diversity of lizard resources, sustained the biggest richness, compared to the other sites studied. Considering only the data obtained in the first monitoring effort (2007-2008, see Table 1 and Figure 2), we predicted more species to “Woody Scrubs”. The absence of *Strobilurus torquatus*, arboreal tropidurid, could be an effect of deforestation and habitat fragmentation in the area. The “Woody Restinga” is very important to biodiversity conservation, is unique and sustains endemic species, but the fragmentation process is increasing there.

As the sand-lizard, the green-lizard *Glauchomastix littoralis* (Rocha, Bamberg de Araujo, Vrcibradic and Costa, 2000) is an endemic and threatened species of the Restinga vegetation of Rio de Janeiro State. This small “wild forager” selects scrubby habitats to colonize and is abundant in “Sparse Scrubs” (5; 25; 2). The species is common in Jurubatiba National Park (near 127 Km South, Wink *et al.*, 2016), but not observed North from Paraiba do Sul river. We hypothesized that old historical events, as natural barriers, restricted the green-lizard and the sand-lizard dispersal along the coast to Praia das Neves.

During the new monitoring, we recorded traditional lizard predators in all the Restinga habitats: the very abundant ghost-crab *Ocypode quadrata* in the “Beach”, and the caracara hawk *Caracara plancus*, the burrowing owl *Athene cunicularia*, black “anu” *Crotophaga ani* and the snake *Philodryas patagoniensis* in all habitats. The strong presence of terrestrial vertebrates, including endangered lizards, sea turtles and birds species, allows Praia das Neves a great importance for biodiversity conservation. The region urge protection from aggressive human use, as an installation of an Environmental Protection Area (APA), a State Park, or a National Park (13;20;4).

AKNOWLEDGEMENTS

We thanks Thiago Pinto da Silva Nani Bonfadini for his help in the field and hard computer work. We also thank the Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro Postgraduate Program in Animal Biology (PPGBA-UFRRJ), CAPES, CNPq, and the research project "Management of Sand Lizard" (FAPUR/FNMA Covene), for the financial support of our studies.

RESUMO

A lagartixa-de-areia *Liolaemus Lutzae* MERTENS 1938 (Squamata: Liolaemidae) é um pequeno lagarto branco, restrito às dunas da costa do Estado do Rio de Janeiro. Esse lagarto “senta-e-espera” ocorre ao longo das praias, da Restinga de Marambaia até Cabo Frio. Como experimento de manejo em 1986, 51 lagartixas-de-areia foram introduzidas na Praia das Neves, Município de Presidente Kennedy, ES. Pesquisadores monitoram a população introduzida em diferentes momentos, desde 2003 (Programas de Pós-Graduação em Ecologia e em Biologia Animal da UnB e Biologia Animal da UFRRJ). O primeiro esforço organizado foi financiado pelo FNMA (2007-2008). Continuando o monitoramento dez anos depois, avaliamos o sucesso da introdução do *L. lutzae*, investigando sua distribuição nessa nova localidade, e sua relação com vizinhos de nicho e predadores. Também buscamos avaliar a importância da Praia das Neves para a conservação. Foram amostrados seis dos sete habitats estudados no primeiro esforço de monitoramento (97 registros). Lagartixas-de-areia ocorrem apenas no habitat “Praia”, todas na duna junto à arrebentação, confirmando o conservantismo de nicho da espécie. Nesse novo esforço (2017-2018) registramos também a lagartixa-de-parede *Hemidactylus mabouia*, espécie invasora, e as espécies nativas *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Psycosaura macrorhyncha*, *Brasiliscincus agilis* e *Gymnodactylus darwini*. Também registramos predadores tradicionais: o caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata*, o gavião carcará *Caracara plancus*, a coruja-buraqueira *Athene cunicularia*, o anú-preto *Crotophaga ani* e a serpente *Philodryas patagoniensis*. Considerando a riqueza de lagartos e de habitats de Restinga, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, registramos alta importância para conservação biológica.

Palavras-chave: comunidade de lagartos, comportamento, seleção de habitat, Restinga.

REFERENCES

- 1 - ARAUJO, A.F.B. Structure of a white sand dune lizard community of coastal Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 51, n. 4, p.857-865. 1991.
- 2 - ARAUJO, A.F.B & CASTELLARI, G.R. **Répteis Terrestres**. In: Atlas de Sensibilidade Ambiental Ao Óleo.1 ed. Ed. ELSEVIER, São Paulo, v.1, p.135-144. 2017.
(www.sciencedirect.com/science/book/9788535277357)

- 3 - ARAUJO, A.F.B, BARBOSA, T.R., BRAZ, D.M., PINTO, F.A.S. & FIUZA, L.M.S.C. Conservantismo de nicho e as espécies de lagartos invasoras da Praia das Neves, Estado do Espírito Santo: quem é o vilão da história, a lagartixa-de-areia *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 ou a lagartixa-de-parede *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnès, 1818)? **Rev. de Ci. Vida v.00 n.0 jul./dez.: 000-000. (in press) 2015.**
- 4 - BRAZ, D.M., JACQUES, E.L., SOMNER, G.V., SYLVESTRE, L.S., ROSA, M.M.T., PEREIRA-MOURA, M.V.L., GERMANO FILHO, P., COUTO, A.V.S.; AMORIM, T.A. Restinga de Praia das Neves, ES, Brasil: caracterização fitofisionômica, florística e conservação, **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p.315-331. 2013.
- 5 - CARVALHO, A.L.G.; ARAÚJO, A.F.B. Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil, **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.4, p.786-792. 2007.
- 6 - CEPEMAR – SERVIÇOS DE CONSULTORIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. (Acesso 11 nov. 2014).
- 7 - **Relatório de Impacto Ambiental da Planta de Filtragem e Terminal Portuário Privativo para Embarque de Minério de Ferro – Presidente Kennedy / ES.** Disponível in:
<http://licenciamento.ibama.gov.br/Porto/TerminalPortuarioPresidenteKennedy/EIA/RIMA.pdf>
f. 2010.
- 8 - COLLI, G. R., BASTOS, R. P, & ARAUJO, A. F. B. **The Character and Dynamics of the Cerrado Herpetofauna.** In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (ed.). Columbia University Press, New York, v.1, p.223-241. 2002.
- 9 - COSTA, E.M.M., SILVEIRA, R. & CARDOSO, M. **Estrutura da Comunidade de Lacertílios da Restinga de Praia das Neves (Extremo sul do Espírito Santo).** Monografia (Bacharelado em Biologia). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 71p. 1989.
- 10 - FERREIRA, P.F.; SILVA, A.G. A história da degradação da cobertura vegetal da região costeira do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Natureza On Line**, v. 9, n. 1, p.10-18. 2011.
- 11 - FIUZA, L.M.S.C. **Uso do espaço e comportamento de fuga dos lagartos de restinga de Praia das Neves, Espírito Santo.** Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 64p. 2011.
- 12 - GAINSBURY, A.M.; COLLI, G.R. Lizard assemblages from natural Cerrado enclaves in southwestern Amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. **Biotropica**, v. 35, n. 4, p.503-519. 2003.
- 13 - IPEMA–Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica. **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura florestal e unidades de conservação.** IPEMA, Vitória. 142p. 2005.
- 14 - MARTINS, M.; OLIVEIRA, M. E. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil, **Herpetological Natural History**, v. 6(2), p.78-150. 1998.
- MIHALOVIČ, M. Performance Comparison of Multiple Discriminant Analysis and Logit Models in Bankruptcy Prediction. **Economics and Sociology**, Vol. 9, N. 4, p.101-118. 2016.
- PIANKA, E.R. The Structure of Lizard Communities. Palo Alto: **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p.53-74. 1973.
- 15 - ROCHA, C.F.D. Diet of a tropical lizard (*Liolaemus lutzae*) of Southeastern Brazil, **Journal of Herpetology**, v. 23, n. 3, p.292-294. 1989.
- 16 - ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G. Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil, **Ciência e Cultura**, v. 44, n. 1, p.52-54. 2002.

- 17 - ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; SLUYS, M.V. **A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Retingas da Mata Atlântica**. São Carlos, RiMa, 2003. 160p.
- 18 - ROCHA, C.F.D.; SIQUEIRA, C.C.; ARIANI, C.V. The endemic and threatned lizard *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae): current geographic distribution and areas of occurrence with estimated population densities. **Zoologia**, v. 26, n. 3, p.454-460. 2009.
- 19 - SILVA, V.N.; ARAÚJO, A.F.B. **Ecologia dos Lagartos Brasileiros**. Technical Books, Rio de Janeiro. 271p. 2008.
- 20 - SOARES, A.H.B.; ARAUJO, A.F.B. Experimental introduction of *Liolaemus lutzae* (Squamata: Iguanidae) in Praia das Neves, State of Espírito Santo, Brazil: a descriptive study 18 years later. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p.640-646. 2008.
- 21 - VANZOLINI, P.E. On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 31, p.207-343. 1978.
- 22 - WIENS, J.J.; GRAHAM, C.H. Niche conservatism, integrating Evolution, Ecology and Conservation Biology, **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p.519-539. 2005.
- 23 - WINCK, G.R, HATANO, F., VRCIBRADIC, D., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. Lizard assemblage from a sand dune habitat from southeastern Brazil: a niche overlap analysis. **An. Acad. Bras. Cienc.**, p.1-11. 2016.
- 24 - ZERBINI, G. J. **Partição de recursos por duas espécies de *Tropidurus* (Squamata: Tropiduridae) na restinga de Praia das Neves**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília. 62p. 1998.
- 25 - ZERBINI, G. J., BRANDÃO, R. A. & ARAUJO, A. F. B. Geographic distribution: *Tropidurus strobilurus* (Squamata: Tropiduridae). **Herpetological Review**, v.29, p.111-111, 1998.

LABORATÓRIO DO IFES CAMPUS IBATIBA DE PORTAS ABERTAS: EDUCAÇÃO AMBIENTAL CRÍTICA NA REGIÃO DO CAPARAÓ

***Aldo Marcello Costa Bicalho¹**

Marcella Piffer Zamprogno Machado¹

Paula Karolina Rangel Amorim¹

¹Instituto Federal do Espírito Santo Campus Ibatiba, Coordenadoria de Laboratórios, Ibatiba, Espírito Santo. Avenida 07 de novembro, 40. CEP:29395-000. Ibatiba/Espírito Santo/Brasil.

*Telefone: (28) 3543 5532; e-mail: marcello.bicalho@ifes.edu.br

RESUMO

As aulas práticas são fundamentais para facilitar o aprendizado dos alunos, vivenciando e contextualizando os conteúdos teóricos adquiridos. No Ensino Fundamental, a disciplina de Ciências representa a maior demanda e no Ensino Médio, as disciplinas de Física, Química e Biologia. Diante da realidade enfrentada pelo município de Ibatiba e redondezas, onde a maioria das escolas, principalmente as da rede públicas, não possuem laboratórios de ensino, este programa propõe permitir que as escolas tenham acesso aos Laboratórios do Ifes - Campus Ibatiba, proporcionando aos alunos acesso a atividades científicas, atendendo a uma demanda já existente. Para o desempenho do programa, o contato deve ser realizado por meio oficial pelo professor interessado, solicitando agendamento prévio dos laboratórios por meio de formulário que será entregue ao interessado após contato oficial com o responsável pelo programa. O programa será realizado de modo que não prejudique as atividades de ensino, pesquisa e outras atividades de extensão já realizadas nos laboratórios do Ifes - Campus Ibatiba. Será atendida uma escola e/ou turma por semana. Espera-se assim, proporcionar convívio científico aos alunos das escolas de ensino fundamental e médio, bem como contribuir com os professores dessa rede, para que tenham melhores condições para trabalharem os conteúdos em suas disciplinas.

INTRODUÇÃO

A existência de uma relação positiva entre os níveis de educação e o índice de desenvolvimento humano (IDH) dos municípios parece ser um consenso generalizado. Neste ponto de vista, a falta ou baixo investimento na educação permite alcançar um baixo IDH. Dentre os 78 municípios do Estado do Espírito Santo, Ibatiba encontra-se em 73º lugar com um IDH 0,647 (IBGE, 2010) mostrando que a escolaridade da população é extremamente baixa.

A qualidade de ensino do sistema escolar brasileiro vem enfrentando a falta de estrutura física, número excessivo de alunos em salas de aula, necessidade de capacitação dos

educadores, carência de recursos didáticos e desvalorização profissional. O ensino de ciências tem se mostrado pouco eficaz, seja do ponto de vista dos estudantes e professores, quanto das expectativas da sociedade (1). O programa Aulas Práticas Para Alunos de Escolas do Ensino fundamental e Médio nos Laboratórios do Ifes Campus Ibatiba vem com o intuito de permitir que as escolas da região do Caparaó tenham acesso aos Laboratórios do Ifes Campus Ibatiba, proporcionando aos alunos acesso a atividades científicas, atendendo a uma demanda já existente.

Esse envolvimento entre escolas das redes municipais e estaduais da região e os laboratórios do Instituto Federal do Espírito Santo Campus Ibatiba proporciona uma troca de saberes acadêmico e popular facilitando o processo de ensino-aprendizagem do discente, transformando a teoria em ações pedagógicas crítico-reflexivas. Estudos revelam que a grande maioria dos alunos demonstram notável dificuldade em assimilar os conteúdos teóricos de natureza científica com as atividades do dia a dia. Diante disso, as aulas práticas tornam-se fundamentais para facilitar o aprendizado dos alunos, vivenciando e contextualizando os conteúdos teóricos adquiridos (4).

No Ensino Fundamental, a disciplina de Ciências representa a maior demanda de conteúdo experimental e no Ensino Médio, as disciplinas de Física, Química e Biologia. O ensino de Ciências é um campo em que várias vertentes de estratégias didáticas podem coexistir, visando à resolução de problemas. Entre elas, está o ensino por investigação. Este tipo de ensino, quando disposto aos alunos, pode apresentar diversas formas de desafios cognitivos e, por conseguinte, resoluções. A ideia central é propiciar condições favoráveis aos alunos para que construam o conhecimento científico, sendo capazes de refletir, questionar, argumentar, interagir etc., mobilizando, assim, distintos conhecimentos, previamente adquiridos na escola ou em sua vida cotidiana, a fim de resolver uma determinada questão ou situação-problema que é imposta por este tipo de ensino (2).

Diante da realidade enfrentada pelo município de Ibatiba e região, onde a maioria das escolas, principalmente as da rede públicas, não possuem laboratórios de ensino, foi criado o programa de extensão visando atender a demanda desenvolvendo ações que proporcionam convívio científico aos alunos das escolas de ensino fundamental e médio e contribuindo com os professores dessa rede, para que tenham melhores condições no desenvolvimento dos conteúdos em suas disciplinas, causando assim, um impacto social positivo perante a comunidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

As ações de extensão tem sido realizadas desde junho de 2014, com a inauguração dos laboratórios, e continuam a ser realizadas até o momento. Após divulgação do programa de extensão da Coordenadoria de Laboratórios, os professores entram em contato, pessoalmente e por meio oficial, com o Núcleo de Gestão Pedagógica e/ou com a Coordenadoria de Laboratórios do Ifes – Campus Ibatiba. O desenvolvimento das atividades teórico-práticas são elaboradas e realizadas pelos servidores (técnico-administrativos e docentes) do Ifes – Campus Ibatiba. Dentro do programa, umas das ações permite a utilização do espaço dos laboratórios, sem a participação dos servidores do *campus*, onde o professor tem liberdade para conduzir a experimentação. Esta ação ainda não foi realizada. O agendamento prévio dos laboratórios é realizado pelo professor interessado, sendo informado o ano da turma, o conteúdo ministrado, o material a ser utilizado e a quantidade de alunos a ser atendida.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Do período de implantação até o presente momento de realização do programa, já foram atendidas 13 escolas, abrangendo cerca de 542 alunos das escolas municipais de ensino infantil e fundamental Eunice Pereira Silveira, Agenor de Souza Lé, Cachoeira Alegre e

Helena Almocdice Valadão do município de Ibatiba/ES, a Escola Municipal de Ensino Fundamental Delfino Batista Vieira do município de Iúna/ES e a Escola Municipal Vereador José Gomes Martins do município de Lajinha/MG.

É perceptível a satisfação dos alunos e professores que participam das ações implementadas pelo programa, pois possibilita o acesso de estudantes não matriculados no Instituto à sua infraestrutura a atividades desenvolvidas pelos servidores deste, bem como o convívio com estudantes regulares do Ifes Campus Ibatiba ampliando as oportunidades educacionais a grupos externos.

O programa vem concretizando a interação da comunidade escolar do município de Ibatiba com o Ifes Campus Ibatiba, o que o torna ainda mais significativo. Considera-se que os objetivos do programa estão sendo alcançados, uma vez que a demanda para uso dos laboratórios é contínua.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos nossos colegas docentes por contribuir com o programa, ao Instituto Federal do Espírito Santo Campus Ibatiba pela concessão da bolsa de extensão e aos demais colegas que de alguma forma nos ajudaram.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 - BORGES, A. Tarciso. Novos Rumos para o Laboratório Escolar de Ciências. Caderno Brasileiro de Ensino de Física, Minas Gerais, v. 19, n. 3, p. 291-313, dez, 2002.
- 2 - CLEOPHAS, Maria das Graças. Ensino por investigação: concepções dos alunos de licenciatura em Ciências da Natureza acerca da importância de atividades investigativas em espaços não formais. Revista Linhas. Florianópolis, v. 17, n. 34, p.266 – 298, maio/ago. 2016.

3 - CENSO DEMOGRÁFICO 2010. INSTITUTO BRASILEIRO de GEOGRAFIA e ESTATÍSTICA

4 - GIORDAN, M. O Papel da Experimentação no Ensino de Ciências. **Química Nova na Escola**. São Paulo, nº 10, p. 43-49, nov/1999.

DIVERSIDADE DE MEIOFAUNA EM FRAGMENTO DA PRAIA DA PONTA DA AREIA, SÃO LUÍS, MARANHÃO, BRASIL.

Thalita Moura Silva Rocha^{1*}, Lara Larissa Prado Chagas¹, Patrícia Celina Barros Silva¹,
Tiany Silva Coelho¹, Wilma dos Santos Eugênio²

1.Ciências Biológicas - Universidade Federal do Maranhão, Av. dos Portugueses s/n, Campus
Universitário do Bacanga CEP 65080 - São Luís –MA * - thalitamoura.s@hotmail.com; 2.
Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Maranhão, Av. dos
Portugueses s/n, Campus Universitário do Bacanga CEP 65080 - São Luís -MA

RESUMO

Damos o nome de meiofauna ao conjunto de invertebrados que constituem diversos habitats bentônicos marinhos, podendo colonizar sedimentos naturais e até mesmo artificiais. Esses organismos apresentam respostas muito rápidas às mudanças ambientais e destacam-se pela aplicabilidade em estudos de qualidade ambiental. O objetivo deste estudo foi mapear os grupos taxonômicos que ocorrem em um fragmento da praia da ponta da areia (São Luís-MA). As coletas foram realizadas no período diurno utilizando-se seringas de 100ml e 50ml. Após as coletas o material foi extraído através de lavagens, passou pelo processo de triagem em peneira granulométrica (malha de 0,045mm) e foi acondicionado com adição do corante rosa de bengala. Para identificação, o material foi analisado em lupas e posteriormente foram feitas montagens de lâminas para visualização em microscópio. Do total de 9 amostras foram capturados um total de 400 indivíduos pertencentes a sete taxa. O taxa com maior representatividade foi Copepoda (N = 129 e FN = 32,25%) seguido de Sarcomastigophora (N = 75 e FN = 18,75%). O grupo mais frequente nas amostras foi Copepoda (FO = 14,33%) seguido de Gastropoda (FO = 10,5%). Foram observadas diferenças significativas nas frequências de ocorrência dos diferentes grupos, observando-se relação direta entre número de indivíduos e ocorrência nas amostras. Este trabalho contribui para descrição biológica da área de estudo, fazendo-se necessários estudos complementares que enfoquem fatores físico-químicos como salinidade, temperatura, e pH, estudos de granulometria e quantidades de matéria orgânica, uma vez que estes fatores são fortemente correlacionados com a distribuição dos organismos bentônicos.

Palavras-chave: Meiofauna, Benthos, Diversidade, Sedimento

INTRODUÇÃO

As praias são conhecidas por possuir grande diversidade biológica, entretando, quando este tema é abordado, imediatamente nos remetemos aos animais marinhos ou na flora, esquecendo dos organismos que habitam as zonas sedimentares costeiras e que são muito importantes para a manutenção dos ciclos biológicos na mesma, não são amplamente conhecidos. Damos o nome de meiofauna ao conjunto de invertebrados que constituem diversos habitats bentônicos marinhos, podendo colonizar sedimentos naturais e até mesmo

artificiais. Mare (1942) definiu a comunidade meiofaunística levando em consideração o seu habitat e a dimensão (0,044 a 0,5mm) dos organismos que a compõem (1). Segundo Hodda & Nicholas (1986), os estudos sobre meiofauna são negligenciados, e apesar dos anos terem se passado, essa afirmação ainda reflete na quantidade de publicações encontradas acerca deste assunto até o presente estudo.

Em geral, os estudos acerca das características apresentadas pelas comunidades de meio fauna demonstram que elas possuem alta diversidade taxonômica se compararmos com a macrofauna e a microfauna, porém, grande parte deles não trazem justificativa ou demonstram combinação de fatores que justifiquem a ocorrência desse fato (8). Para entender melhor o que ocorre nas populações meiofaunísticas é necessário que além de um levantamento de espécies encontrada, sejam feitas relações com o tipo de ambiente em que são encontrados, como tipo de substrato e condições ambientais (10).

Além de bem abundante, estudos demonstraram que essas populações possuem uma alta capacidade de recuperação quando ocorre desequilíbrio ambiental nas áreas em que ocupam, resultados observados tanto em estudos de campo, em mesocosmos e em microcosmos, seus pequenos tamanhos e alta densidade facilitam o transporte para o laboratório, seus tempos de gerações são geralmente mensais, então seu potencial de resposta temporal para eventos de poluição é mais efetivo e facilmente observado (15).

Em substratos recentemente disponibilizados, a recolonização depende, não somente, da estrutura dos sedimentos, mas também da capacidade de dispersão e potencial reprodutivo de cada táxon (15). Apesar de alta capacidade de reestruturação populacional, por estarem sempre ligados ao sedimento, são bem sensíveis a agentes tóxicos fazendo com que sejam bastante utilizados em estudos de impactos ambientais em áreas como portos (2;6;13;14;16;17)

O grupo mais importante que compõe a meiofauna em diversidade e densidade são os nemátodos, conhecidos como vermes de vida livre (7;11). Além dos nemátodos, o grupo também é constituído por sarcomastigophoras, gastrópodos, nematodos, bivalves, tubelaria, esponjas e tardígradas (3).

Apesar de possuir uma ampla área sedimentar costeira, são poucos os estudos acerca da comunidade meiofaunística nos ecossistemas maranhenses. No sentido de melhor conhecer a estrutura da comunidade meiofaunística em São Luís – Ma, e de contribuir na determinação de espécies, o objetivo deste estudo foi mapear os grupos taxonômicos que ocorrem em um fragmento da praia da Ponta D'Areia (São Luís-MA).

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras foram coletadas no período diurno do dia 26 de maio de 2017, durante a maré mais baixa do mês (0,3 m) e as análises para meiofauna foram realizadas em apenas um fragmento da Praia da Ponta da Areia (Latitude: -2.5/Longitude: -44.3), em São Luís, Maranhão, Brasil (Figura 1). Para coleta de matéria foram utilizadas seringas de 100 ml e 50ml, as mesmas que foram introduzidas verticalmente no sedimento até a profundidade de 20 cm para obtenção das amostras. Para a extração da fauna do sedimento, foi usado o método de elutriação, utilizando peneiras de malhas separação de macro e meiofauna.

As amostras coletadas foram armazenadas em potes plásticos devidamente etiquetados e levados ao laboratório de Zoologia de Invertebrados, do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Maranhão - UFMA. No laboratório, o material foi triado através de lavagens em água corrente, separando o sedimento por elutriação manual, com o auxílio de peneiras de malha de 0,45um. A parcela de amostragem contendo a meiofauna foi colocada em cloreto de magnésio a 7% por 7 minutos. Os organismos retidos foram conservados em álcool 70% e corados com rosa de bengala. A contagem da meiofauna foi realizada em lupas e

posteriormente foram confeccionadas lâminas do material, com exemplares encontrados primariamente. O material da lâmina foi fixado com cera e posteriormente observado ao microscópio para realização da identificação do táxon, além de serem registrados por meio de fotografias. Para cada táxon encontrado foi calculado o grau de importância relativa através da frequência de ocorrência (FO%) e da frequência numérica (FN%). Foram considerados frequentes os táxons que ocorreram em 50% ou mais das amostras analisadas para o local estudado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na triagem do sedimento foram encontrados indivíduos compreendidos entre os táxons: Copepoda, Sarcomastigophora, Gastropoda, Nematoda, Esponjas, Bivalves e Tubelaria, apresentando índice de diversidade de 0,85. Este resultado é similar aos resultados encontrados por Gomes et al (2002) em uma área de mangue em Itamaracá, Pernambuco. Do total de 9 amostras foram capturados um total de 400 indivíduos distribuídos entre essas taxas (Tabela 1). O táxon com maior representatividade foi Copepoda (N = 129 e FN = 32,25%) seguido de Sarcomastigophora (N = 75 e FN = 18,75%). O grupo mais frequente nas amostras foi Copepoda (FO = 14,33%) seguido de Gastropoda (FO = 10,5%). Foram observadas diferenças significativas nas frequências de ocorrência dos diferentes grupos, observando-se relação direta entre número de indivíduos e ocorrência nas amostras.

No presente trabalho o grupo Copepoda se mostrou mais abundante, seguido de Sarcomastigophora, Gastropoda e Nematoda (figura 1). Os representantes desse grupo podem se diferenciar pelas características de suas formas, sendo estas escavadoras, intersticiais ou epibentônicas. Esse táxon compõem um importante nível trófico na cadeia alimentar marinha, pois são consumidores de diatomáceas, fitoflagelados, cianobactérias, bactérias e fungos.

Além disso, são essenciais à alimentação da macrofauna, bem como larvas e peixes juvenis (HICKS; COULL, 1983).

Os copépodes são geralmente apontados como o grupo mais dominante em biomassa, e segundo mais abundante, onde o primeiro é Nematoda. Uma possível explicação para a não dominância do grupo Nematoda nesta área pode ser o fato de que a localidade ainda não se encontra com fortes índices de poluição, visto que a dominância do grupo (Nematoda) é provavelmente devido à grande resistência do grupo à locais com altos índices de poluentes e matéria orgânica, tornando esse grupo mais apto para colonizar e dominar o ambiente (18). Esse padrão é demonstrado em trabalhos como o de Moellmann (2001) realizados no canal de São Sebastião, em São Paulo. Análises de correlação entre a diversidade da meiofauna e fatores climatológicos, como a temperatura, inferem que a variação nesses fatores pode ser significativa em grupos como Nematoda, atingindo diretamente a densidade do grupo (4).

Segundo Guidi-Guilvard & Buscail (1995), os ciclos da meiofauna são extremamente variáveis, logo, a necessidade da análise de variações temporais em conjunto com estimativas de diversidade devem ser realizadas a fim de gerar maior detalhamento para busca de padrões. Coull (1999) afirma que as variáveis ambientais são comumente responsáveis pela abundância e composição das espécies da meiofauna de um ambiente, não limitando somente a temperatura, mas também outros fatores como a salinidade e até mesmo o tamanho do sedimento. Tais variações podem estar estritamente relacionadas com a variação da densidade de alguns grupos ao longo do ano.

Quanto à realização de trabalhos de estrutura de comunidades meiofaunísticas, não são relatados estudos para esta área, apesar destes organismos desempenharem um papel de extrema importância na teia trófica bentônica e na reciclagem de matéria orgânica.

CONCLUSÃO

As comunidades de meiofauna desempenham papéis importantes no sistema bentônico e são um grupo chave nas interações tróficas desse sistema e suas habilidades de responderem rapidamente a perturbações ambientais torna esses organismos uma ferramenta muito importante de avaliação de qualidade ambiental. Estudos aprofundados são importantíssimos para melhor compreensão de sua função ecológica no ambiente marinhos.

Alguns trabalhos vêm mostrando que há relação estrita entre a meiofauna e combinações de fatores climatológicos e físico-químicos, sendo estes considerados responsáveis por variações sazonais na biomassa e na estrutura da comunidade da meiofauna (DYE; FURSTENBERG, 1978; DYE, 1983; SANTOS *et al.*, 1996).

Portanto, apesar do presente trabalho contribuir para descrição biológica da área de estudo, se faz necessários estudos complementares que enfoquem fatores físico-químicos como salinidade, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido e pH, estudos de granulometria e quantidades de matéria orgânica, uma vez que estes fatores são fortemente correlacionados com a distribuição dos organismos bentônicos.

Tabela 1. Abundância e frequência dos grupos coletados na praia da ponta da areia, São Luís, Maranhão. FN = frequência numérica e FO = frequência de ocorrência.

Grupos	Abundância	Frequência (FN.)	Frequência de ocorrência (FO.)
Copepoda	129	32,25%	14,33%
Sarcomastigophora	75	18,75%	8,33%
Gastropoda	63	15,75%	10,5%
Nematoda	54	13,5%	6,75%
Esponjas	51	12,75%	10,2%
Bivalves	25	6,25%	5%
Tubelaria	3	0,75%	1,5%



Figura 2: Registros das lâminas dos 4 táxons mais abundantes no estudo. A – Copépoda; B- Bivalve; C – Sarcomastigophora e D – Nematoda.

ABSTRACT

We give the name meiofauna to the set of invertebrates that constitute diverse marine benthic habitats, being able to colonize natural and even artificial sediments. These organisms present very rapid responses to environmental changes and stand out for their applicability in environmental quality studies. The objective of this study was to map the taxonomic groups that occur in a fragment of the beach at the ponta da areia (São Luís-MA). The samples were collected in the daytime using 100ml and 50ml syringes. After the collection, the material was extracted through washes, passed through the granulometric sieve screening process (0.045mm mesh) and conditioned with the addition of pink bengal dye. For identification, the material was analyzed in magnifying glasses and later, blade assemblies were made for visualization under a microscope. From the total of 9 samples were captured a total of 400 individuals belonging to seven taxa. The most representative rate was Copepoda (N = 129 and FN = 32.25%) followed by Sarcomastigophora (N = 75 and FN = 18.75%). The most frequent group in the samples was Copepoda (FO = 14.33%) followed by Gastropoda (FO = 10.5%). Significant differences were observed in the frequencies of occurrence of the different groups, observing a direct relationship between number of individuals and occurrence in the samples. This work contributes to the biological description of the study area, making it necessary to study complementary physico-chemical factors such as salinity, temperature, and pH,

granulometry studies and organic matter quantities, since these factors are strongly correlated with distribution of benthic organisms.

Keywords: meiofauna, benthos, diversity, sediment

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Atila, N. et al. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate associated meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 287, p. 273–287, 2003.
2. Coull, B.C., Hydrographic control of meiobenthos in Bermuda. *Limnology and Oceanography*, v.14, p. 953–957, 1969.
3. De Troch et al. Diversity and habitat selectivity of harpacticoid copepods from sea grass beds in Pujada Bay, the Philippines. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(3), 515–526. 2008.
4. Gomes, C. A. A.; Dos Santos, P. J. P.; Alves, T. N. C.; Rosa-filho, J. S.; Sousa-santos, L. P. Variação temporal da meiofauna em área de manguezal em Itamaracá – Pernambuco. *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 89-96, 2002.
5. Guidi-Guilvard, L. D.; Buscail, R. Seasonal survey of metazoan meiofauna and surface sediment organics in a non-tidal turbulent sublittoral prodelta (northwestern Mediterranean). *Continental Shelf Research*, v. 15, n. 6, p. 633-653, 1995.
6. Guo, Y., Somerfield, P. J., Warwick, R. M., and Zhang, Z. 2001. Large-scale patterns in the community structure and biodiversity of the free living nematodes in the Bohai Sea, China. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81: 755 –763.
7. Heip, C.; Vincx, M.; Smol, N.; Vranken, G. The systematics and ecology of freeliving marine nematodes. *Helminthological Abstracts – Series B, Plant Nematology*, v. 51, p. 1-31, 1982.
8. Herman, P.M.J. & Heip, C. On the use of meiofauna in ecological monitoring: Who needs taxonomy? *Mar. Poll. Bull.*, v. 19, p. 665-668, 1988.
9. Hodda, M & Nicholas WL. 1986. Temporal change in littoral meiofauna from the Hunter River Estuary. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 37: 41-50.
10. Lage L. M.; Coutinho R. Ecology of Marine Meiofauna. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 6 n. 1, p. 173-195, 2012.
11. Medeiros, L. R. de A. Conhecimento sobre meiobentos no Brasil e relato de um caso da Costa Sudeste-Sul. *ACIESP*, São Paulo, v. 1, n 54, p 348-371, 1989.
12. Moellmann, A. M.; Corbisier, T. N.; Curvelo, R. R. Spatial variation between summer and winter of the meiofauna from São Sebastião Channel (SP). *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 49, n. 1-2, p. 75-85, 2001.
13. Moreno, M., Ferrero, T. J., Gallizia, I., Vezzulli, L., Albertelli, G., and Fabiano, M. 2008. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77: 565–576.
14. Raffaelli, D. G., Mason, C. F. Na assesement of the potential of major meiofauna groups for monintoring organic pollution. *Mar. Environ. Res.*, v. 7, p. 151-164, 1982.
15. Schratzberger, M.; Warwick, R. M. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 164, p 83-94. 1998.
16. Suderman, K., and Thistle, D.. Spills of fuel oil #6 and Orimulsion can have indistinguishable effects on the benthic meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 49 –55. 2003.

17. Warwick, R. M. The nematod/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin* v. 12, n. 10, p. 329-333, 1981.
18. Warwick, R. M.; Clarke, K. R. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 129, p. 301-305, 1995.

**COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF THE LARVAL ASSEMBLAGE
ODONATA BY SYSTEM OF WETLANDS IN CAXIMBA LANDFILL, CURITIBA,
PARANÁ, BRAZIL**

Andressa Mendes* Curso de Ciências Biológicas - Universidade Positivo
(mendes.andressa1995@hotmail.com)

Edinalva Oliveira, Curso de Ciências Biológicas - Universidade Positivo
(edinaoli@yahoo.com.br)

Kim Jusviak, Curso de Ciências Biológicas - Universidade Positivo
(kimjusviak@hotmail.com)

RESUMO

A composição e distribuição da assembleia de larvas de Odonata foi analisada em um conjunto de cinco áreas alagadas para descarga e pós tratamento do lixiviado do Aterro da Caximba. A análise comparativa considerou a composição e abundância das macrófitas e a abundância, riqueza de gêneros, diversidade e equitabilidade das larvas das libélulas. Quatro zonas húmidas fazem parte de um sistema, disposto longitudinalmente e utilizado para o pós-tratamento do lixiviado, a partir do aterro. A quinta zona húmida é disposta numa direção lateral, próxima da primeira e não recebe o lixiviado. As análises de macrófitas foram realizadas por busca visual. As amostras dos odontatos larvais foram coletadas nas estações secas (2017 e 2018), com um amostrador Dep net (volume de 1000 ml) sendo extraído de cada wetland 20.000 ml, nas proximidades das macrófitas junto às margens. Um total de 14 espécies de macrófitas foram identificadas e a distribuição de abundância foi variável em cada wetland. Apenas na quinta área wetland foram registradas todas as espécies de macrófitas, sendo a escala de graus de abundância variando entre muito rara (1) e abundante, predominante (5). Não houve registro de larvas na primeira área úmida. Um total de 248 larvas de Odonata foram coletadas, estas larvas pertencem a 3 famílias (Aeshnidae, Coenagrionidae e Libellulidae) e 15 gêneros, os quais majoritariamente pertencem a guilda escaldor. O gênero mais abundante foi *Acanthagrion* N=61, apenas ausentes na primeira wetland. A ausência de indivíduos na primeira wetland pode estar associada à presença de elevados valores na carga de poluente procedentes do lixiviado deste aterro.

Palavras Chave: Lixiviado, Índices Ecológicos, Estação Seca

INTRODUCTION

In the last few decades, environmentalists have expanded their efforts in the development of research in aquatic environments. Wetland are diverse ecosystems with fluctuating water levels, periods of oxygen stress, hydric soils with varied hydrological conditions. They are an important functional part of the landscape. This ecosystems exhibit enormous diversity according to their genesis, geographical location, water regime and chemistry, dominant species, and soil and sediment characteristics. Additionally, ecosystems are dynamic and

diverse landscapes in not only their spatial scale, but also their hydrological conditions and biota (29). Among the inhabitants of the wetlands, the macrophytes and macroinvertebrates are in close contact with water and are affected by changing water quality, periods of anoxia, accumulating organic matter (Craft 2000). Macroinvertebrates have been used extensively in some countries as a biological indicator to assess the health status and ecological integrity of the waters, because macroinvertebrates system plays an important role in the food chain (36).

Wetlands are amongst the most productive ecosystems on the Earth (15), and provide many important services to human society, but are at the same time ecologically sensitive and adaptive systems (3). This explains why in recent years much attention has been directed towards the formulation and operation of sustainable management strategies for wetlands. Both natural and social sciences can contribute to an increased understanding of relevant processes. However, they are also ecologically sensitive and adaptive systems (39). Dragonflies and damselflies collectively and only called Odonates has been emphasizing in recent years as a tool to evaluate the health of aquatic ecosystems (31; 37;30;40;31). The importance of using Odonata in biomonitoring works is due to its long life cycle, which can be observed for a long period of time up to one year in the tropics (4), as well as its great distribution in aquatic ecosystems (7). Although in recent years studies with Odonata have been expanded in Brazil, habitat preference is still poorly understood.

Odonates, are one of the most common insects flying over forest, fields, meadows, ponds, rivers and wetlands. These organisms make particularly good indicators of freshwater ecosystem health as they are visible above water but rely on the quality of the water and surrounding habitat to persist (6). Comparatively to other insects Odonata has some long-life cycles and as a group are well defined and studied. They have an aquatic larval stage that can last up to one year and a terrestrial adult phase, with males holding favorable territories in many species. Consequently, they serve as indicators for changes in both water quality and

surrounding vegetation. Their value as flagship species for freshwater conservation is further highlighted by their important role within freshwater ecosystem species assemblages and their presence on all continents, with the exception of Antarctica (10).

The larval stages of Odonata are voracious important predators in the food chain, they are often the top predators in freshwater ecosystems, such as rivers, lakes and wetlands. These larvae detect prey visually and with mechanoreceptors, primarily as sit-and-wait predators (12). This is a successful strategy, in part due to a particularly distinctive “dragonflies” larval characteristic: prehensile mouthparts (labium) that can be extended to capture prey. Larval Zygoptera have caudal gills and swim by paddling with their legs, whereas larval Anisoptera have largely internal gills and move by jetting water from their abdomens (8). The dragonflies may also use the macrophytes as substrate for deposition of eggs (26). The larval stages last from a few weeks in some species of Zygoptera (Coenagrionidae) and Libellulidae. Some multivoltine species have a synchronized emergence, and all adults disappear after a few weeks (28).

The aim of this study was comparatively analyzed the larval assemblage of Odonata in the five wetlands, during the dry seasons to 2017 and 2018 at the Caximba landfill, using metrics of communities: abundance, richness, diversity and equitability.

MATERIAL AND METHODS

The study was carried out in five wetlands at the Caximba landfill (Figure 1), located in the city of Curitiba, Paraná state, Brazil, at coordinates 25°02'73.88"S and 49°33'42.38"W. The total area of the landfill is 1,015,000 m², and the waste disposal area is 439,540 m² in the Iguaçu River basin. The landfill started operation in 1989 and was closed in October of the 2014 (34). Four of these wetlands are arranged in a longitudinal sequence (Figure 1).

The first wetland receives the treated leachate from the landfill, after conventional treatment (aerobic pond followed by facultative pond) at an average flow of 24 m³/h. It covers an area of about 15,929 m², with average depth of 1.6 m, volume of 17,969 m³ and water retention time of approximately 31 days. The second wetland has the largest water surface area, at about 35,825 m², average depth of 1.3 m, volume of 47,870 m³, and water retention time of roughly 84 days. The third wetland an area of about 18,250 m², with average depth of 1 m, volume of 19,923 m³ and water retention time of approximately 35 days. The fourth wetland an area of about 14,186 m², with average depth of 1,5 m, volume of 19,963 m³ and receives the leachate from third wetland and flows into the Iguaçu River. In these four wetlands, some local adjustments have been made to avoid contamination by the leachate to adjacent areas and for leachate supply. The areas were shaped with gaps so that the effluent flow is continuous. The embankments or slopes were strengthened to prevent floodwaters from the Iguacu River from returning to the wetlands. The fifth wetland an area of about 7,114 m², with average 1,5m, volume of the 10,150m³ is located about 400 meters on the adjustments first wetland it is not receiving the leachate from the landfill.

Aquatic vegetation surveys were performed by visual search method. The abundance of each species of the macrophytes was estimated according to a 5 degree scale (0 = absent, 1 = very rare, 2 = infrequent, 3 = common, 4 = frequent, 5 = abundant, predominant) according to Kohler (1978).



Figure 1. Orthophoto of Caximba Sanitary Landfill, Curitiba, Paraná, Brazil. The colored lines delimit and number indicate the disposition of the five wetlands. Adaptated by Google Earth.

Merritt; Cummins (1996) affirms the most favorable time for emergence adults of the Dragonflies appears to be a dry season, sunny period following wet, cold weather. Considering this prerogative the field samplings, in this study were carried out at the beginning of the dry period, because it is believed that the availability of larval forms is better represented. The larval of Odonata were collected on dry seasons by 2017 and 2018 by pushing with a Dip net volume of 1000 ml, nearby locations of macrophytes in each wetland (Figure 2). In each wetland was extracted 20.000 ml, which washed through a sieve 0,5 mm mesh opening, and the larvae were then fixed immediately in 10% formoldehyde in the field. After seven days in laboratory, the samples transferred and preserved in 70% ethyl alcohol. The larval were identified level to Family and Genera and deposited in the collection of benthic macroinvertebrates of the Universidade Positivo. In the sequence we use studies of

Corbet (1983), Cummins; Merritt (1996), De Marco Jr. and Latini (1998) and Giacomini; De Marco Jr. (2008) in the ecological classification (guilds habitat) of the genera.

We conduct ourselves to analysis to compare the differences between assemblage by larval Odonata in this system of the wetlands, considering composition, categorization of guilds habitat and community metrics: abundance, genera richness (S), Shannon's diversity index (H'), and Pielou Evenness index (25) and proportions (%), using the program Past version 1.40 (18). Additionally, we use the Jackknife 1 method for estimative diversity in study area, because this method are robust to variation of the data in assemblages of the aquatic habitats (27).

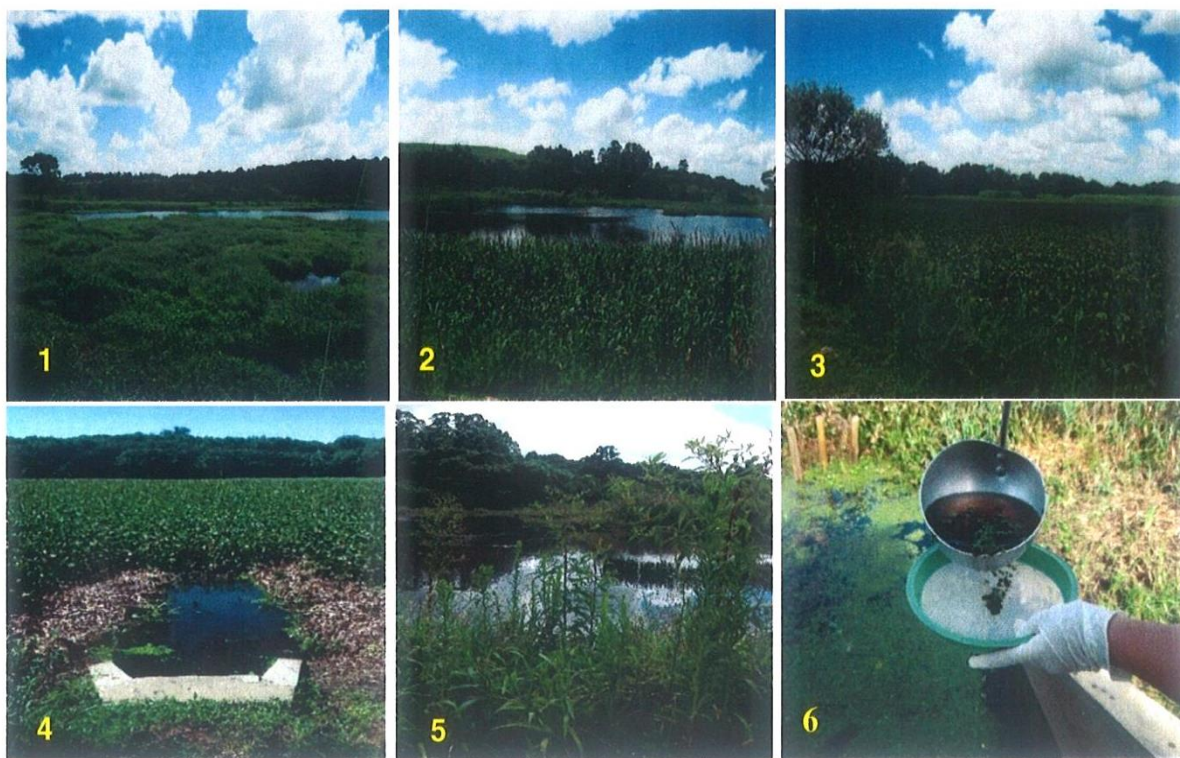


Figure 2. Location of sampling in each wetland. 1 - first wetland, 2 - second wetland, 3 - third wetland, 4 - fourth wetland, 5 - fifth wetland and 6 - Details field sampling for uses Dip net.

RESULTS AND DISCUSSION

The distribution and abundance of aquatic macrophytes at each wetland during the study is shown in Table 1. Throughout the study, 14 species of macrophytes were identified, being recognized that the composition and distribution of abundance was variable each wetland. The community was represented by several biological forms (submerged, floating, emergent and amphibious). Only in the fifth wetland were all macrophyte species recorded. The aquatic macrophytes *Alternanthera philoxeroides* (Mart.), *Cyperus meyeniana* Kunth, *Echinocloa polystachya* (Kunth) and *Hydrocotyle bonariensis* Lam., were present in all wetlands with degree scale of abundance varying between very rare (1) to abundant, predominant (5).

Table 1. The composition and abundance of macrophytes by visual search method in each wetland during study.

Macrophyte	Wetland	Biological forms	First	Second	Third	Fourth	Fifth
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.)		Emergent	5	5	1	1	2
<i>Cyperus difformis</i> L.		Emergent	1	2	3	1	1
<i>Echinocloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc		Emergent	5	4	1	1	2
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.)		Emergent	0	2	5	5	2
<i>Egeria densa</i> Planch		Submerged	0	0	0	0	4
<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.		Emergent	0	0	0	0	1
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Mathias & Constance		Emergent	1	1	2	1	2
<i>Lemna valdiviana</i> Phil.		Floating	0	0	2	1	2
<i>Ludwigia palustris</i> L.		Emergent	0	0	0	0	2
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.)		Emergent	0	0	0	0	3
<i>Pistia stratiotes</i> L.		Floating	0	0	0	2	2
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.		Floating	0	1	1	1	1
<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch		Floating	0	0	0	1	1
<i>Typha domingensis</i> Pers.		Emergent	0	1	2	2	2

The landfill leachate is a complex mixture of chemicals, including range inorganic, natural and xenobiotic compounds, the mixture of which in turn affects the composition and potential of leachate. Therefore, leachate quality is site specific, and even within a single landfill site variability is frequently evident (20). Phytoremediation by macrophytes offer sustainable techniques to eliminate, transport, stabilize, and/or degrade noxious pollutants in sediment, and water (19).

The macrophytes are important elements in aquatic ecosystems because they are often used in phytoremediation, are the well-known biological filters and they carry out purification of the water bodies by accumulating dissolved metals and toxins in their tissues. Preussler et al. (2014) monitoring macrophytes of the system wetland (first, second and third) hab an average efficiency of 75% for biochemical oxygen demand, 63% for chemical oxygen demand, 84% for ammonical nitrogen, 89% for total nitrogen and 70% for phosphorus. The concentrations of heavy metals in the roots, as well as the branches of *E. crassipes* and *E. polystachya*, made possible that such species perform phytoextraction for Cd and Pb accumulating the metals in the biomass. Aquatic macrophytes play an important role in structuring communities in aquatic environments. These plants provide physical structure, increase habitat complexity and heterogeneity and affect various organisms includes as Odonata larval and others macroinvertebrates (38;33).

The distribution and abundance of larval dragonflies at each wetland during the study is show in Table 2. Throughout the study, a 248 total larval Odonata were collected, these larvae belong to 3 Families and 15 Genera: Aeshnidae N=60 (*Anax*, *Aeshna*, *Coriphaeshna* and *Limnetron*), Coenagrionidae N=104 (*Acanthagrion*, *Homeoura*, *Ischnura* and *Telebasis*) and Libellulidae N=81 (*Dythemis*, *Erythemis*, *Erythrodiplax*, *Libellula*, *Macrothemis*, *Planiplax* and *Tramea*), being recognized that the composition and distribution of abundance was variable each wetland. In the first wetland there was no record of larval Odonata. In the

second wetland there were 3 genera of larvae with predominance of representatives of the Coenagrionidae (82.3%). In the third wetland only the genera *Acathagrion* was recorded. Seven genera occur in the fourth wetland, most of them belong to the Coenagrionidae 62.5%. In the fifth wetland occurred all the genera registered in this place.

Larval Odonates present a great morphological diversity due to both phylogenetic and ecological differences, they have cryptically colored with body shapes and structures adapted for different aquatic microhabitats (16). De Marco Jr.; Latini (1998) identified two groups of larval Anisoptera (Gomphidae and Libellulidae) according to habitat type: 1) species characteristics of areas with aquatic macrophytes and 2) species characteristics of the bottom substrate, found as much in areas with macrophytes as in areas without them. Corbet (1999) shows two lines of specialization can be recognized among larval Odonata: 1) includes sprawlers and burrowers forms, restricted to fine sediment with accumulation of debris, close to the bottom and that can be buried in the substrate; 2) includes climbers and clingers forms, for which the presence of macrophytes is preponderant.

Table 2. The composition, abundance and categorization of guilds habitat of larval Odonata in each wetland during study.

Odonata	Wetland	Guilds Habitat	First	Second	Third	Fourth	Fifth	Total
AESHNIDAE								
<i>Anax</i> Leach, 1815		Climber	0	0	0	0	10	10
<i>Aeshna</i> Fabricius, 1775		Climber	0	0	0	5	17	22
<i>Coriphaeshna</i> Williamson, 1903		Climber	0	0	0	0	13	13
<i>Limnetron</i> Förster, 1907		Climber	0	0	0	0	15	15
COENAGRIONIDAE								
<i>Acanthagrion</i> Selys 1876		Climber	0	5	7	37	12	61
<i>Homeoura</i> Kennedy, 1920		Climber	0	0	0	0	14	14
<i>Ischnura</i> Charpentier, 1840		Climber	0	9	0	10	3	22
<i>Telebasis</i> Selys, 1875		Climber	0	0	0	3	4	7

LIBELLULIDAE

<i>Dythemis</i> Hagen, 1861	Sprawler	0	0	0	0	11	11
<i>Erythemis</i> Hagen, 1861	Climber	0	0	0	0	3	3
<i>Erythrodiplax</i> Brauer, 1868	Climber	0	0	0	0	5	5
<i>Libellula</i> Linnaeus, 1758	Sprawler	0	3	0	12	17	32
<i>Macrothemis</i> Hagen, 1968	Sprawler	0	0	0	8	9	17
<i>Planiplax</i> Muttkowski, 1910	Sprawler	0	0	0	0	7	7
<i>Tramea</i> Hagen, 1861	Climber	0	0	0	5	4	9

The propositions of De Marco Jr.; Latini (1998), Corbet (1999) and Giacomini; De Marco Jr. (2007) are evident in this larval assembly of odonata. The generas *Acanthagrion* and *Ischnura* have dark colored bodies, facilitating their camouflage in the middle of the macrophytes and in the pós treated leachate from the landfill, additionally these larval are climbers forms. The generas *Anax*, *Aeshna*, *Coryphaesha* and *Limmnetron* have lighter color bodies, some even with a lighter stripe on the back. They are most common in the fifth wetland where there is no pós treated leachate from the landfill, is lighter in color than. For the larval the macrophytes provides microhabitats for climbers. The generas *Dythemis*, *Libellula*, *Macrothemis*, and *Planiplax* are characteristics of the bottom substrate, feature brown-colored bodies and these larval forage in the background, camouflage is facilitated with the habit of burying it in the substrate either near or farther from the macrophyte areas.

The Table 3 presents community metrics: abundance, genera richness (S), Shannon's diversity index (H'), and Pielou Evenness index (25) and proportions (%), using the program Past version 1.40 (18). Overall, the highest values were recorded in the Fifth Wetland. In addition, between wetlands with pós treated leachate from the landfill, there was a gradual increase in values from a Second Wetland to Fourth Wetland. Except for the proportion in Third Wetland in which 7 individuals, all of a single genera, were registered. The values of

community metrics in the fourth wetland (with pós treated leachate from the landfill) were the closest to those recorded in the Fifth Wetland, where the water condition does not present the pollutants registered in the previous four. Additionally, the Jackknife 1 estimator pointed to a maximum value of 16.2 genera, very close to the real value.

Table 3. The community metrics: abundance, genera richness (S), Shannon's diversity index (H'), Pielou Evenness index and proportions (%) of larval Odonata in each wetland during study.

Community metrics	First	Second	Third	Fourth	Fifth
Genera richness	0	3	1	7	15
Abundance	0	17	7	80	144
Proportions	0	6,9%	2,8%	32,3%	58,1%
Shannon's diversity index	0	1,00	0	1,60	2,57
Pielou Evenness index	0	0,90	1	0,70	0,87

Acharyya; Mitsch (2000) conducted biomonitoring studies in wetlands in the state of Ohio (USA). The authors also used the Dip net and other equipments collection artifact (Herter Dendry plates and bottle traps) and collected N=572 macroinvertebrates, of which N=21 (3,675) Odonata larvae, present between 1994 and 1999. The highest value of Shannon diversity index was 1.56 and the Pielou equitability was 0.56. Anemaet *et al* (2005) at the same place analized two wetland with eleven years old using Dip nets and Hesters-Dendris plates. The results indicates N=4391 macroinvertebrates, and showed higher capture efficiency by Dep nets (2741 individual, but only 3 are Odonata Coenagrionidae). The other methodology for capture registred N=145 larvae by Odonata (N=76 Coenagrionidae and N=69 Libellulidae); this larvae correponding to 8,78% a total.

Our study was conducted only with the Odonata larvae, the other components of the captured macrofauna were returned to the environment. Data were higher than in Ohio (1) and very closed Anemaet *et al*. (2005) although the study time has been restricted to five wetlands and two samplings in two consecutive years.

Kashian; Burton (2000) compared to water quality for two coastal wetlands, using Core Samples and Dip net monthly from June through September 1996 along the north shore of Lake Huron in Michigan (EUA). One wetlands was impacted by domestic wastewater from a lagoon urban storm-water runoff. Were registered fewer insects, in the impacted wetland. Odonates represented approximately 15% plant associated macroinvertebrates in both wetlands, larvae were rarely recorded in the wetlands sediment. The family's registered were Aeshnidae, Coenagrionidae, Cordullidae, Gomphidae, Lestidae and Libellulidae; with the majority being Coenagrionidae, genera *Ischnura*. In wetlands of the Caximba Landfill no sampling was carried out in the sediment, searching for Odonata larvae, the collections were concentrated along the fragments of macrophytes. The genera *Acanthagrion* was the most abundant in this local.

This contribution presents the first record of the assemblages by larval Odonata in wetlands, including receives the treated leachate from the landfill, after conventional treatment. In this study Aeshnidae, Coenagrionidae and Libellulidae were registered, and Coenagrionidae *Acanthagrion* the most common.

Larvae occur associated with macrophytes in four of the five wetlands of this system. The absence of individuals in the first wetland, although there is a community of macrophytes in this wetland may be associated with the presence of a high pollutant for the treated leachate from the landfill, considering the fact that the leachate is discharged initially in this wetland.

The data suggest the need to expand the studies by expanding sampling to other macrofauna components, including those present in the sediment for a longer time interval.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to editor by Brazilian Journal of Ecology, two anonymous reviewers for comments that significantly improved the manuscript; thank all colleagues which help in field

work. This paper is an out come of the Programa de Iniciação Científica of the Universidade Positivo.

ABSTRACT

The composition and distribution of the larval Odonata assemblage was analyzed in a set of five wetlands by uses of the posttreatment of the leachate in the Caximba landfill. The analysis comparative considered the composition and abundance of the macrophytes and the abundance, richness of genera, diversity and equitability of the larval dragonflye. Four wetlands are part of a system, arranged longitudinally and used for the post treatment of the leachate, from the landfill. The fifth wetland is disposed in a lateral direction, close to the first and does not receive the leachate. The analyses of macrophyte were performed by visual search. The samples of the larval odonates were collected in the dry seasons (2017 and 2018) by pushing with a hand dipper volume of 1000 ml being extracted from wetland 20.000 ml, nearby locations of macrophytes from the margin of each wetland. A total 14 species of macrophytes were identified, and distribution of abundance was variable each wetland. Only in the fifth wetland were all macrophyte species recorded, the degree scale of abundance varying between very rare (1) to abundant, predominant (5). There was no record of larvae in the first wetland. A total 248 larval Odonata were collected, these larvae belong to 3 Families (Aeshnidae, Coenagrionidae and Libellulidae) and 15 Genera majority climbers. Most abundant genera was *Acanthagrion* N=61, only absent in first wetland. The absence of individuals in first wetland may be associated with the presence of a high pollutant for the treated leachate from the landfill.

Key words: Leachate, Ecological index, Dry season.

REFERENCES

1. Acharyya, S.; Mitsch, W.J. Macroinvertebrate diversity and its ecological implications in two created wetland ecosystems. *The Olentangy River Wetland Research Park at The Ohio State University, Annual Report*. 65-76. 2000.
2. Anmaet, E.R.; Taylor, J.; Mitsch, W.J. Macroinvertebrates diversity and abundance in two created wetland in Ohio. *Schiermeier Olentangy River Wetland Research Park*, 111-120. 2005.
3. Brink, A.V.D.; Godschalk, M.; Smaal, A.; Lindeboom, H.; Mclay, C. Some like it hot: the effect of temperature on brood development in the invasive crab *Hemigrapsus takanoi* (Decapoda: Brachyura: Varunidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 1-8. 2012.
4. Capitulo, A.R. Los Odonata dela República Argentina (Insecta): Fauna de agua dulce de la República Argentina. La Plata: *Profadu (Conicet)*. 1992. 34: 91p.
5. Carvalho, A.L.; Nessimian, J.L. Odonata do estado do Rio de Janeiro, Brasil: Hábitats e Hábitos das larvas. In: *Oecologia Brasiliensis*. Carvalho, A.L.; Nessimian, J.L.C.P. (eds), PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro. 1998. 3-28p.
6. Clark, T.E.; Samways, M.J. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1001-1012. 1996.

7. Corbet, P.S. Dragonflies: behavior and Ecology of Odonata, revised edition. Cornell University Press, Ithaca, NY. 2004.
8. **Corbet, P.S. Dragonflies: behavior and Ecology of Odonata. Harley Books, Martins, Great Horkesley, Colchester, Essex. Comstock Publishing Associates, Ithaca, NY. 1999.**
9. Craft, C.B., Casey, W.P. Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands os Geogia, USA. *Wetlands.*, 20: 323-332. 2000.
10. Cummins, K.W.; Merritt, R.W. Ecology and distribution of aquatic insects. In *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Merritt, R.W. and Cummins, KWCP. (eds), Kendall / Hunt Publishing Company VL - Dubuque, Iowa. 1984, 59-65p.
11. Cummins, K.W.; Merritt, R.W. Ecology and distribution of aquatic insects. In: *An Itroduction to the Aquatic Insects of North America*. Merritt, R.W., and Cummins, KWCP. (eds), Kendall / Hunt Publishing Company VL – Dubuque, Iowa. 1996. 59-65p.
12. De Marco Jr.; P.; Latini, O.A. Estrutura de guildas e riqueza de espécies em uma comunidade de larvas de Anisoptera (Odonata). In: J.L. Neissimian; Carvalho, A.L. (Eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro, *Séries Oecologia Brasiliensis*, PPGE-UFRJ., 309: 101-112. 1998.
13. De Marco, P.Jr.; Latini, A.O. Estrutura de guildas e riqueza de espécies em uma comunidades de larvas de Anisoptera (Odonata), In: *Séries Oecologia Brasiliensis*. Neissimian, J.L.; Carvalho, A.L. (Eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro. 309: 101-112. 1998.
14. Dionne, M.; Butler, M.; Folt, C. Plant-specific expression of antipredator behavior by larval damselflies. *Oecologia (Berlin)*, 3(3): 371-377. 1990.
15. Ghermandi, A.; Van Den Bergh, J.C.J.M.; Brander, L.M.; Nunes, P.A.L.D. The economic value of wetland conservation and creation: A Meta-Analysis. Fondazione Eni Enrico Mattei, Milan, Italy. 2008.
16. Giacomini, H.C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela Teoria Ecológica. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 521-543. 2007.
17. Gilinsky, E. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, 65(2): 455-468. 1984.
18. Hammer, O.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletrônica*, 4 (1): 1-9. 2001.
19. Hughes, J.B.; Shanks J.; Vanderford, M.; Lauritzen, J.; Bhadra R. Transformation of TNT by aquatic plants and plant tissue cultures. *Journal of Environmental Science & Technology, Advanced Search*, 31: 266–271. 1997.
20. Jones, D.L.; Williamson, K.L.; Owen, A.G. Phytoremediation of landfill leachate. *Journal Waste Management*, 26: 825–837. 2005.
21. Kadoya, T.; Suda, S.; Washitani, I. Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Resheart*, 19: 461-467. 2004.
22. Kalkman, V.J.; Clausnitzer, V.; Dijkstra, K.D.B., Paulson, D.R.O.R.R.A.G.; Tol, J.V. Global diversity of dragonflies (Odonata) in reshwater. *Hydrobiologia.*, 595: 351-363. 2008.
23. Knight, T.M.; McCoy, M.W.; Chase, J.M.; McCoy, K.A.; Holt R.D. Trophic cascades across ecosystems. *Nature*, 437: 880–83. 2005.
24. Kohler, A. Methoden der kartierung von flora und vegetation von süßwasserbiotopen. *Landschaft & Stadt.*, 10: 73–85. 1978.
25. Ludwig, J.A.; Reynolds, J.F. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, USA. 1988. 337p.
26. Matushkina, N.; Gorb, S. Mechanical properties of the endophytic ovipositor in damselflies (Zygoptera, Odonata) and their oviposition substrates. *Zoologyv*, 110(3): 167-175. 2007.

27. Melo, A.S.; Froehlich, C.G. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrates species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*, 46(6): 711-721. 2001.
28. Merritt, R.W.; Cummins, K.W. An introduction to the aquatic insects of North America (3^a ed). Dubuque: Kendall/Hunt. 1996.
29. Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. The values of wetlands: landscapes and institutional perspectives - The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35: 25 – 33. 2000.
30. Moulton, T.P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho. (eds.). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro. *Series Oecologia Brasiliensis*. PPGE-UFRJ. 1998. V, xvii+310p. 281–298p.
31. Osborn, R. Odonata as indicators of habitat quality at lakes in Louisiana, United States. *Odonatologica*, 34: 259–270. 2005.
32. Osborn, R.; Samways, M.J.. Determinant of adult dragonfly assemblage patterns at news ponds in South Africa. *Odonatologica*, 25: 49–583. 1996.
33. Pereira, M.C.S.A. Diversidade de Libélulas (Insecta: Odonata) em Área de Vegetação Natural no Município de Barroso, Minas Gerais. Universidade Federal de Lavras, 23 f. Monografia. 2012.
34. Preussler, K.H.; Mahler, C.F.; Maranhão, L.T. Performance of a system of natural wetlands in leachate of a posttreatment landfill. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11: 1-18. 2014.
35. Renou, S.; Givaudan, J.G.; Poulain, S.; Dirassouyan, F.; Moulou, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150: 468-493. 2008,
36. Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. Freshwater biomonitoring and benthico macroinvertebrates. Chapman & Hall, N.Y., 1993. 488pp.
37. Samways, M.J.; Caldwell, P.M.; Osborn, R.. Spatial patterns of dragonflies (Odonata) as indicators for design of a conservation pond. *Odonatologica*, 25: 157–166.1996.
38. Thomaz, S.M.; Cunha, E.R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*.. 22(2): 218-236. 2010
39. Turner, K.R.; Jeroen, C.J.M.; Bergh, V.D.; Derqvist, T.S.; Barendregt, A.; Straaten, J.V.D.; Maltby, E., Ierland, K.C.V. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological economics*. 35. 7-23. 2000.
40. Von Ellenrieder, N. Species composition and temporal variation of odonate assemblages in the subtropical-pampasic ecotone. *Odonatologica*, 29: 17–30. 2000.
41. Wellborn, G.A.; Robinson, J.V. Microhabitat selection as an antipredator strategy in the aquatic insect *Pachydiplax longipennis* Burmeister (Odonata: Libellulidae). *Oecologia (Berlin)*. 71(2): 185-189. 1987.

TANNIN COATING RESINS TESTED TO PREVENT MARINE ORGANISMS FOULING RECRUITMENT IN THE ESTUARINE REGION OF GUARUJÁ-SP.

Paula Garcia Barbosa¹, Antônio Rosendo², Luciana Lopes Guimarães³, Fabio Giordano³

¹Graduanda de Ciências Biológicas, Bolsista PIBIC-CNPq, Universidade Santa Cecília, UNISANTA, Caixa Postal 734, 11001-970 Santos, SP, Brasil, hpaula715@hotmail.com,

²Mestrando PPG-ECOMAR – Universidade Santa Cecília, UNISANTA, Caixa Postal 734, 11001-970 Santos, SP, Brasil, ³Docentes Universidade Santa Cecília, UNISANTA, Caixa Postal 734, 11001-970 Santos, SP, Brasil

ABSTRACT

The term fouling is given to the fouling aquatic community on the surface of artificial substrates, where ecological succession is established and developed. These communities come from the larval production of plankton, coming from sea currents or ballast water. The study of benthic organisms fouling submarine substrates has gained great relevance in recent years due to the economic damages caused in different constructions (ports, oil platforms, submarine cables of the Internet, etc.), as well as, for its great potential for studies on bioinvasion and competition. The objective of this work was to analyze the efficacy of different anti-fouling treatments covering ceramic support plates. In these coatings were mixed fiber glass and resin, macerated with Tannin-containing plant extracts, banana bark (*Musa* sp) and leaves of *Terminalia catappa*, analyzing the growth of marine organisms and quantifying the treatments, *T. catappa* coatings, *Musa* sp and control in the three-month period in the channel port. The fouling organisms on the plaques were identified - 16 animal groups to the lowest possible taxonomic level, since some individuals were very young making it impossible to identify species. We also observed the development, volume, fresh weight, dry weight and ash of the fouling organisms in each treatment for the comparison of these descriptors in the different treatments through ANOVA. Analysis of the final growth of the organisms in each treatment compared to the control showed that the resin-only coating was the least efficient, with a higher organism growth (40.47%). It was also evidenced that the coating with *T. catappa* extract presented a satisfactory response (31.52%) to prevent colonization in the first 45 days. After this period the growth of the fouling organisms was equivalent to that of the control plates. It was concluded that *T. catappa* is an efficient anti-fouling at the beginning of ecological succession.

Key-words: Fouling, Antifouling, Tannin, estuary, Santos.

INTRODUCTION

The study of the behavior of fouling organisms, has gained great relevance in recent years due to its economic and ecological potential. Advancement in these descriptive studies of primary succession and temporal dynamics of the community are based on monitoring

often in the short term, and more rarely in the medium or long term, the specific composition and abundances of the species (2). The term "fouling" is given to the natural production of the marine environment in substrates on surfaces, where they can be colonized in processes that is called ecological succession. In most of these cases it is evident that the diversity is affected by biological interactions, mainly predation and competition (MENGE & SUTHERLAND, 1976).

Many of the species found on these substrates come from a larval production of plankton, brought by sea currents or vessels. At the time of their recruitment, these larvae have rigid surfaces such as rocky shores, natural substrates, or attach themselves to vessels, signaling buoys, pier, among other artificial substrates. From settlement period, they begin to grow through successional stages, forming their communities. In addition to being used to diminish the fauna that lives directly and indirectly in the substrate, some means are also designated to distinguish the associations of animals and plants that grow in artificial structures, those that occur in rocks, stones and other natural substrates. (WHOI, 1952)

According to Sutherland & Karlson (1977), larval engagement is the initial factor in the development of a community on an unoccupied substrate, therefore, the method of establishing benthic organisms has been much observed due to its implication in basic ecological issues such as competition and succession. (JACOBI & LANGEVINO, 1996).

According to Migotto (2000), the impacts that fouling organisms cause on artificial substrates attributed to an activity of fouling component species, cause erosion in concrete structures.

Due to the use of so-called antifouling or antifouling paints known as TBT (Tributyltin) and TPT (Triphenyltin), the use of these antifouling paints in vessel hulls helps to prevent the establishment and growth of algae, mussels and other organisms marine ecosystems. For many years, paints based on these organic tin compounds have been widely

used for this purpose in the proliferation of organisms due to the impact these organisms cause to vessels and the ecological risk that these vessels play because they are considered large and scattered flora and fouling marine fauna (5). However, from the 80's the use came to be controlled due to its potential risk to the aquatic ecosystem (FELIZZOLA, 2005). And in October 2001, the World Maritime Organization (IMO) decided to ban the use of biocidal paints because of the toxicity that antifouling substances disperse in water. Since then, the search for substances with antifouling potential less harmful to the environment has been growing a lot.

In order to banish these harmful materials to marine environments, a Tanino-based product, extracted from *Terminalia catappa* and from *Musa* sp was used in December 2016 for the testing of antifouling substances and identification of the species found in fouling in the estuarine region of Guarujá, Vicente Carvalho and the experiments carried on using coated ceramic plate emerged under a deck during a period of three months recruitment. We decide to use natural products instead of artificial chemistry in order to contributed knowledge of the organisms in estuarine regions, and thus helping future management and fouling organisms control with natural products.

OBJECTIVES

GENERAL OBJECTIVES

The objective of this experiment was to use substances from the extract of *Terminalia catappa* and *Musa* sp to avoid benthic fouling organisms recruitment on artificial ceramic plates.

SPECIFIC OBJECTIVE

- Observe if the treatments assigned on the plates had a repellent effect.
- Identify the fouling species that are growing or avoiding the treatments.

- Quantify the evolution of the recruitments through the biomass (AFDW).

MATERIAL AND METHODS

DATA COLLECTION

The development of this research was experimental field, through the assembly of artificial substrates of ceramic, by means of fouling plates, containing in the coating, fiberglass, resin and the essential compound for this research the Tannin.

SAMPLING

The tannin ecologically repellents plate coating were produced in November 2016 and immersed in December 2016. A total of 25 ceramic plates, were immersed in the estuary of the Vicente de Carvalho neighborhood located in the municipality of Guarujá-SP.

The tannin extracts were obtained from the extraction of drying Terminalian leaves and banana performed by the UNISANTA Pharmacy laboratory

The coating layer was made with resin solution mixed to a fiberglass tissue, and the extract from the two specimens of the plants. Fifteen ceramic plates were coated with the substance dismembered in five plates coated with the mixture resin and extract of *T. catappa*, five with *Musa* sp and five plates coated only with resin (control plates).

The remaining ten plates were not coated, five of which were pure ceramic control plates and five made of Granit Rock that came closest to the natural substrate, thus totaling 25 plates.

All plates were tagged and divided into groups: PLATE 1, PLATE 2, PLATE 3, PLATE 4 and PLATE 5, as shown in Table 1.

Table 1 - Identification of the plates.

	<i>Coating</i>	<i>Plates</i>
<i>Plate 1</i>	Resin	5
<i>Plate 2</i>	<i>T.cattapa</i>	5
<i>Plate 3</i>	<i>Muse sp.</i>	5
<i>Plate 4</i>	Control	5
<i>Plate 5</i>	Granite	5
<i>Total</i>		25

After performing the processes of assembling the plates, we submerge them distributed randomly under the deck.

The immersion of the plates lasted for three months, and every 15 days they were weigh and the growth of the benthic community verified by means of photographic cameras, collecting data. Thus after the three months, we obtained data from the growth of the organisms, the biomass dry weight, the register of the incrusting animals and the identification.

DATA ANALYSIS

Every 15 days observations, we collected data from tiles, body weights and samples back-to-plate and never removed from the top of the coating. Each collection showed us the growth of the fouling organisms and their successions, we quantified their weights at each collection, obtaining a lot of data and information, we also observed the behavior and evolution of the population and also their development, after the whole collection procedure, to the collection procedure. We carried out the different treatments through ANOVA to verify the volume, fresh weight, dry weight and ash of the fouling organisms in each treatment for the comparison of these descriptors.

After the three months period, we removed the plates from the deck where they were immersed, after weighing each plate, a portion of 10x10 (one square) biomass recruited respectively in each plate was removed using spatulas to be able to displace the resin mantle

with tannin, after the retreat the remaining organisms were returned to their natural habitat without any risk of contamination in the middle, since the plates were already completely encrusted forming a "natural" colony.

Collected data from the communities that grew in each substrate, we screened the laboratory at the University of Santa Cecília - Santos / SP, Brazil, where we quantified all organisms, weighing and identifying at the lower possible taxonomic level.

We observed the significant results, as much as the data collected in the field, as the data obtained in the laboratory and observing, if the amount of incrustation was satisfactory with the produced repellent, and also we observed that many species showed competition among each other and made their successions, even in a short period of time. Next to the screening of the fouling organisms as volume, fresh weight, dry weight, their identifications, we removed 10g of each plate already with the dry heavy organisms, and added in crucibles with respective weight of 60g, but when weighed the crucibles we are the scale and we added 10g of the dried organisms then placed in the Mufla at 600°C to finalize the ash-free weight and reach the final results.

The communities were identified at the lowest possible taxonomic level (family or genus), since the species in some cases were still too young to be identified at the species level. Subsequently we analyzed the percentage dry weight in each taxonomic group. The tabulated data were also graphically plotted.

RESULTS AND DISCUSSION

With the biweekly monitoring of the heavy plates in the Guarujá estuary, it was verified that after the period of 15 days, the plates began to incorporate the weight of the encrusted material, showing a significance of the anti fouling material. It was verified in Table 2 that the plate that had the greatest variation was the one with treatment of Resin with 40.47% more by weight with respect to the plate before the immersion and the smaller

variation was to the plate with treatment of *T. catappa* with 31, 52%. The *Musa* sp treated plate also had an increase in weight compared to the plate before immersion of 27.52%.

Table 2 - Weight of the plates in the city of Guarujá after 15 days of immersion in water; Res = Resin-coated plate; TER = plate lined with *Terminalia catappa*; MUSA = plate coated with *Musa* sp.

TREATMENT	STARTING WEIGHT (g)	WEIGHT AFTER 15 DAYS (g)	INCRUSTATION (g)	INCRUSTATION %
RES	1292	1815	523	40,47
TER	1361	1790	429	31,52
MUSE	1324	1839	515	38,89

With the accomplishment of the triage, we performed the quantification of each plaque, remembering that 10% of it was removed for analysis. After the whole weighing, drying and muffle procedure, we obtained significant results, where it was shown that the resin that was coated after removing the organisms had an average result between 12.9% and 21.4%, as can be seen in Figure 1 in the form *T.catappa* had an average of 40%, 3 to 55.3% of encrusted organisms and the *Musa* sp of 24.5% to 33.3%

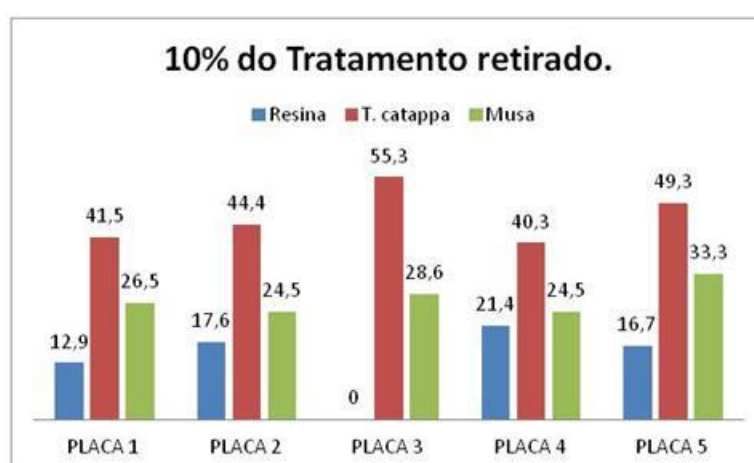


Figure 1 - 10% Coating removed from immersed plates.

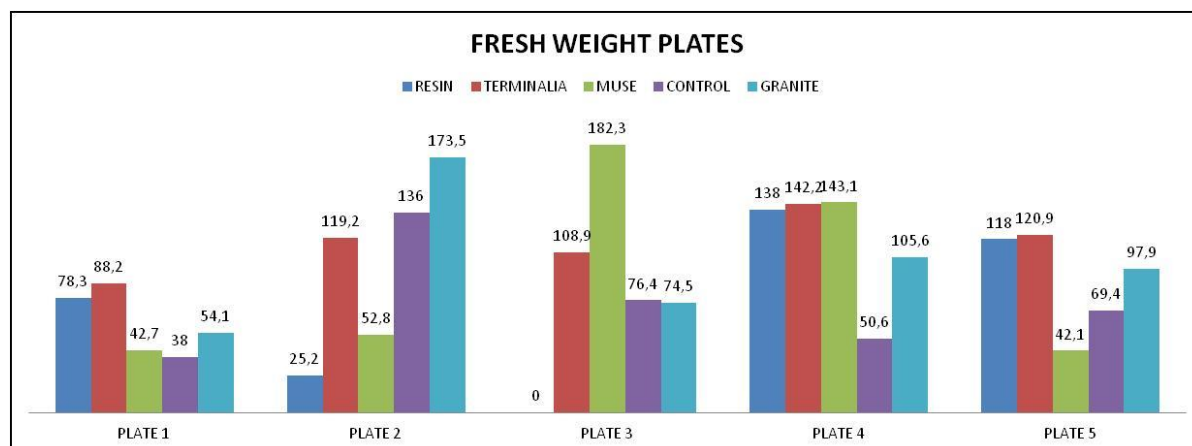


Figure 2 - Fresh weight with organisms and the glass filter with the repellent.

As shown, in Figure 2, the plate with the highest inlay index was on plate three, with the *Musa* sp repellent, soon after it comes to plate two with the resin treatment, it is noted that the treatment of *T. catappa* in all plate sets was the only one that stayed on the average of 115.88g of encrusted organisms, having then a significance difference due to this coating treatment.

We note in figure 3 that in the dry weight, as in freshness the treatment in relevance is that of *Musa* sp, even with the dry material the amounts of encrusted organisms were high with a mean of 21.84g of incrustation the resin was second with 9.65g and *T. catappa* with 6.04g on average of dry inlay.

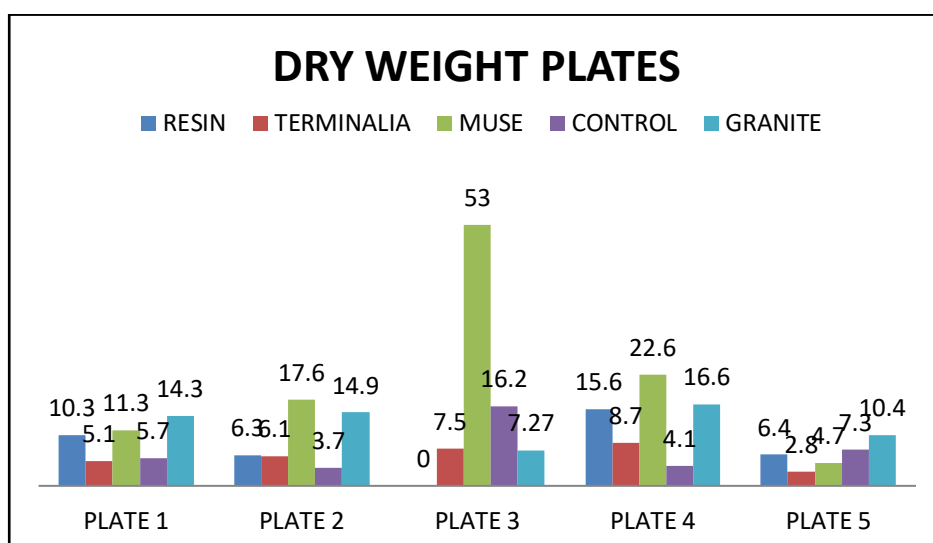


Figure 3 - Dry weight of the organisms WITHOUT the coating of the fiberglass with repellent.

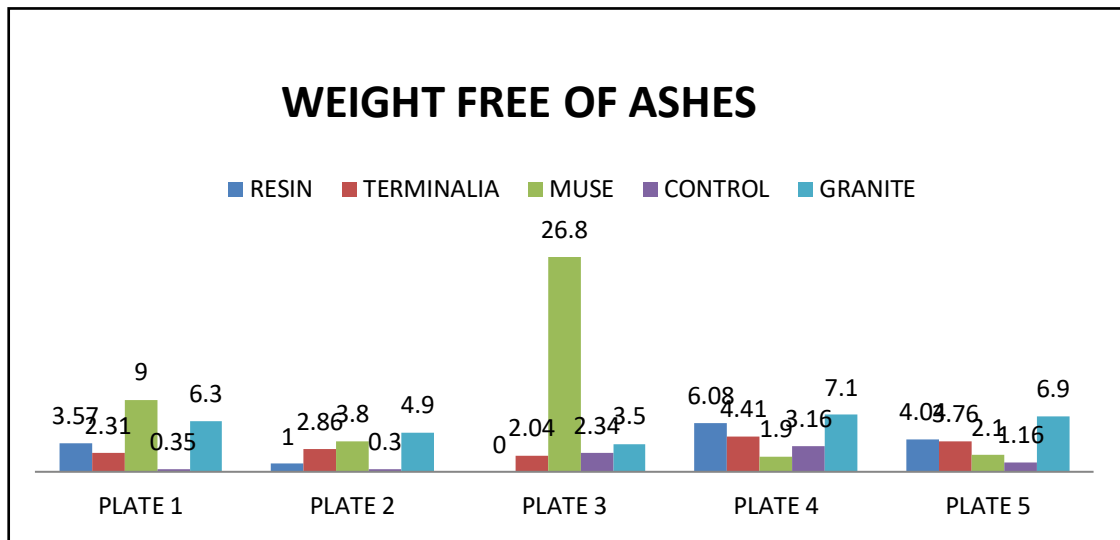


Figure 4 - Ash-Free Weight of encrusted organisms, WITHOUT the glass filter coating with the repellent.

Figure 4 show the end of the procedure of biomass data, through the difference obtained fresh weight, dry weight, ash free dry weight from material exposed the Mufla heater (600°C). where we noticed that the treatment of *Musa* sp, stood out in addition to the other treatments.

After the quantification of each treatment and organisms, we identified each one in their respective groups and family, as we can see in table 3 with the following organisms.

Table 3 - Identification of the benthic organisms found on the plates.

<u>Popular name</u>	<u>Scientific name</u>	<u>Phylum/SubPhylum</u>	<u>Class</u>
Ascida	Styela plicata Didemnum	Chordata	Ascidiacea
Poliquetas	Sabellidea	Annelida	Polychaeta
Perna Perna	P.perna	Molusca	Bivalvia
Bryozoan	Bulgula Neritina	Bryozoa	Gymnolaemata
Crab	Uça	Crustacea	Malacostraca
Barnacle	Balanus	Crustacea	Maxilopoda
Flat leaf	Enchiridium		Platyhelminthes
Red seaweed		Rodophyta	
Caprela	Caprella	Crustacea	Malacostraca
Obelia	Obelia	Cnidaria	Hydrozoa
Mussel	Mytella Falcata	Molusca	Bivalvia
Pantopoda sp.	Pantopoda sp.	Arthropoda	Pycnogonida
Sea flea	Gamarideo	Arthropoda	Malacrostaca
Shrimp	-	Crustacea	Malacrostaca
Sponges	Porifera	Porifera	Despongiae

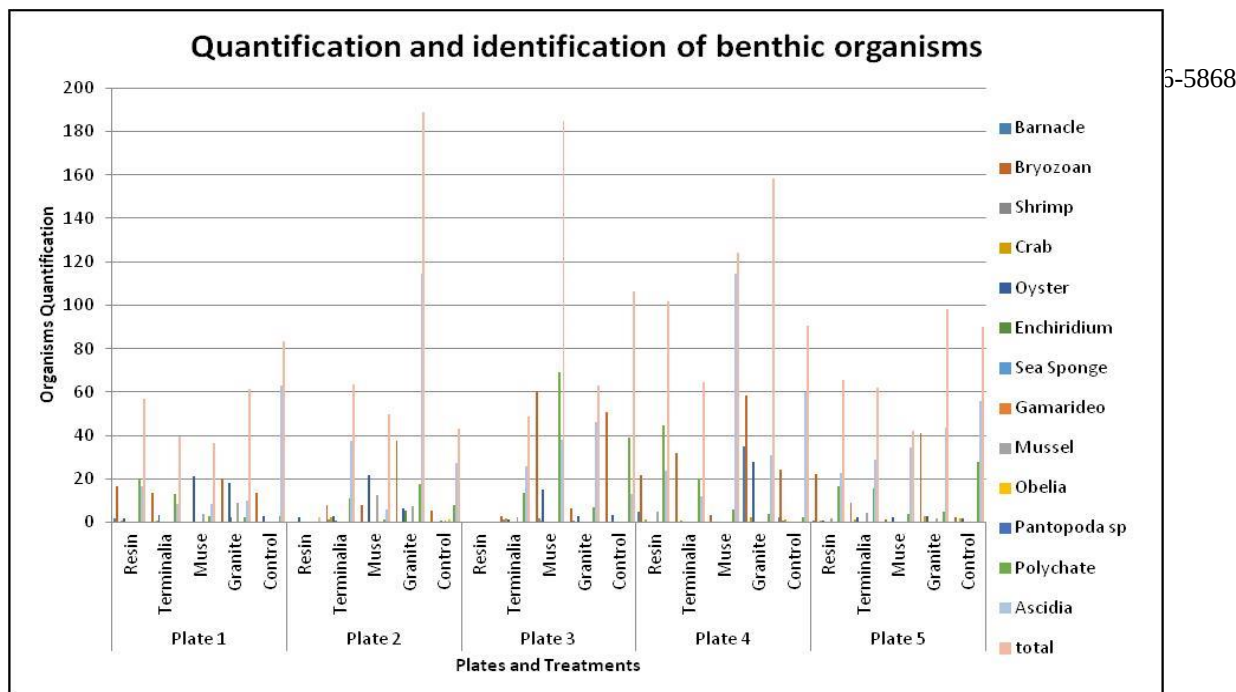


Figure 5- Quantification and identification of benthic organisms

In the Guarujá-SP estuary where the plates were immersed, the Ascidiae, Filo Chordata, *Styela plicata* and *Didemnum* organisms were identified in a higher degree of encrustation, then the *Bugula neritima*, Filo Briozoa, Gymnolaemata Class, among other benthic organisms (Figure 5).

At the end of the screening, the results of both the reported weights before the removal of 10% of the organisms and after removal were discussed. When analyzing the 10% withdrawn after the three months, we noticed that the treatment of T.catappa was equal to the analysis of 15 days of immersion, because it was the least one had benthic organisms, however, when we read table 2 we noticed that the Musa sp, did not have a large scale in second place with 31% and after the three months, we see that it was the most benthic organisms in its coating extolling the resin treatment and leaving it in second place.

When analyzing all these data, we concluded that there was an effective ecological coating, during a period of 15 days after that period the new organisms no longer had contact with the repellent coating, so it was not effective for this study because they were embedded

one on top of the other or even parasitizing, and thus completely closing the contact with Tanino's mantle.

For future studies, it will be observed the time of action of this coating, the time of succession of these organisms and a better form of duration for prolongation of the same, thus obtaining more significant results

CONCLUSION

We conclude that the treatment of *T. catappa* and *Musa* sp was effective in its first 15 days, but after three months the *Musa* sp was the one with the highest incrustation.

To get a better result we would have to after 15 days of immersion remove the plates and maintain them so that the organisms of the fouling always had contact with the repellent thus increasing manpower.

However, we predict that future research may increase the mean life of the materials used in aquatic environment without artificial chemical products being used.

ACKNOWLEDGMENTS

I thank my counselor Dr. Fabio Giordano for the immense pleasure of having acquired knowledge and provided me with opportunities that I never imagined to have throughout my academic career, as well as being my great example as a teacher and researcher, I also thank you for always solving my doubts and take the time to listen and guide me. I would also like to thank my co-counselor Dr. Luciana Guimarães for assisting in the experiments on withdrawing extracts from *T. catappa* and *Musa* sp, to Master Antônio Rosendo for the work, and without his collaboration with the boards and other means, we

would not have I thank the Central Laboratory of Biology - UNISANTA, for having given the lab for conducting the experiments, screening and identification of the organisms, and for the CNPq for having financed this research and given in my hands this opportunity to carry out the research and to expand my knowledge as a future researcher in the area of Biological Sciences, so less important I thank my classmates Gabriel Goulart who was a great friend who helped me at all times and believed from the beginning in the work I performed, Karla Oliveira and Gabriela Gomes who have always been by my side and helping me also in the field and laboratory exits, to my parents Paulo Ap. Barbosa and Angela Garcia D. Barbosa for always believing in my potential and not letting me fall, my daughter Lara Barbosa all this is for her and put an end to all those who inspired me to and motivated me to make this research and other future come true.

REFERENCES

- 1 - DA GAMA, B.A.P., PEREIRA, R.C. & COUTINHO, R. **Bioincrustação marinha. *Biologia Marinha***. 2ª edição, editora Interciência, Rio de Janeiro, pp. 299-318. 2009.
- 2 - GIORDANO, F.; BORGES, R.P.; SANTOS, J.A.P.; ROSSO, S. **Recrutamento e colonização de cirripédios *Balanus trigonus* em painéis artificiais em águas estuarinas de Santos-SP, Brasil: um estudo de 45 meses**. UNISANTA BIOSCIENCE – p. 35 - 41; Vol. 2 nº 1, 2013.
- 3 - MIGOTTO, A.E. **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade de invertebrados marinhos no Brasil**. Avaliação do Estado do Conhecimento da Diversidade Biológica do Brasil. MMA – GTB/CNPq – NEPAM/Unicamp. 65p. 2000.
- 4 - SUTHERLAND, J.P. & KARLSON, R.H. **Development and Stability of the Fouling Community at Beaufort, North Carolina. *Ecological Monographs***. 47: 425-446. 1977.
- 5 - SILVA, J.S.V.; Fernandes, F.C.et.al. **Água de Lastro**. Ciência Hoje. V.32.n.188.p.38-43. Nov.2002.
- 6 - WOODS HOLE OCEANOGRAPHY INSTITUTE (WHOI). **Marine Fouling and its Prevention**. Annapolis, Maryland. U.S. Naval Institute. 1952